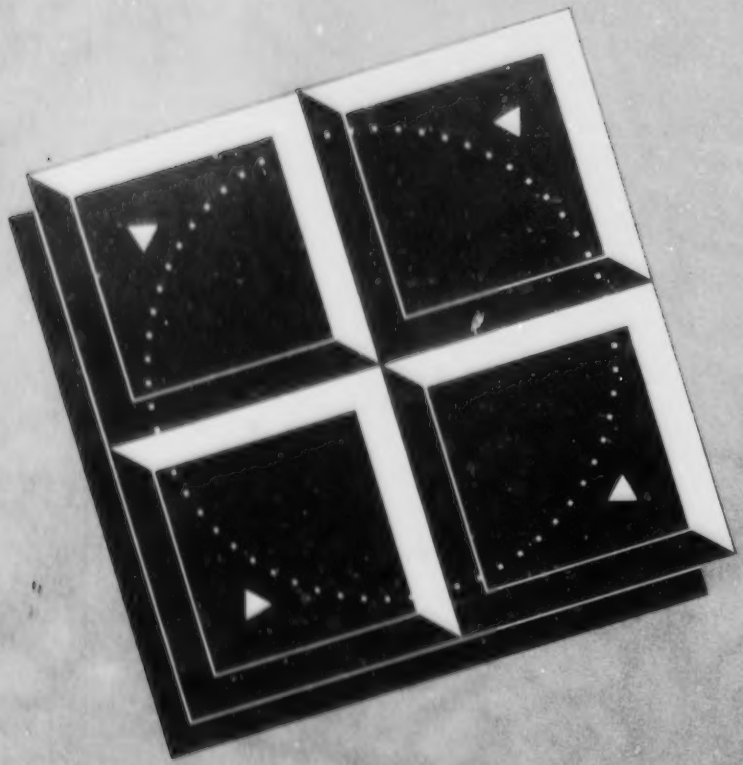
Mémoire de recherche forestière n° 136

La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte

par M. Leblanc
et L. Bélanger



Québec

Marc LEBLANC est détenteur d'un baccalauréat en aménagement des ressources forestières décerné par l'Université Laval en 1993. Il obtient en 1998 un diplôme de maître ès sciences forestières de ce même établissement. De 1994 à 1998, il a travaillé à titre de professionnel de recherche et de chargé de projet en aménagement intégré des ressources forestières à l'Université Laval. Depuis 1998, il occupe un poste d'analyste en planification forestière chez Cartons St-Laurent inc., Division Haut Saint-Maurice.

Louis BÉLANGER est gradué en biologie de l'Université Laval depuis 1977 et ingénieur forestier depuis sa maîtrise en foresterie en 1982. En 1986, l'Université Laval lui décernait un diplôme de *Ph.D.* en aménagement et sylviculture. Il occupe depuis ce temps un poste de professeur en aménagement intégré des forêts. Ses activités de recherche portent sur le développement de stratégies d'aménagement durable pour les forêts du Québec et plus particulièrement sur l'aménagement des sapinières boréales.

Depuis de nombreuses années, chacun des *Mémoires*... et des autres rapports publiés par la Recherche forestière est révisé par un comité *ad hoc* d'au moins trois membres recrutés aussi bien à l'intérieur du Ministère que dans le milieu universitaire, la fonction publique du Canada ou les autres milieux de la recherche. Les responsables de la Recherche forestière remercient les scientifiques qui ont accepté bénévolement de revoir le texte présenté ici et de participer ainsi à la diffusion des résultats des recherches menées au Ministère des Ressources naturelles.

Les publications de la Recherche forestière sont produites et diffusées à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation de chaque projet ou expérience. En conséquence, ces documents sont, par définition, à *tirage limité* et à *diffusion restreinte*. Adresser toute demande à :

PUBLICATIONS
DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE
FORÊT QUÉBEC, MRN
2700, RUE EINSTEIN
SAINTE-FOY (QUÉBEC)
CANADA G1P 3W8

COURRIEL : RECH.FOR@MRN.GOUV.QC.CA

100-04777/

M. LEBLANC et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte.* Mémoire de recherche forestière n° 136. 92 p. (2000-3045)

ERRATA

(page-colonne-paragraphe-ligne)

12-1-1-3 des diamètres, **comme le proposaient** LORIMER et KRUG (1983)

14- figure 5 (Le symbole qui ressemble à un 12 devait être la **silhouette d'un résineux**...)

22- figure 8 et
24- figure 9 a) Peuplements **feuillus**

57-2-1-23 **Intercaler le texte suivant :**

Il est à noter que, bien que certains indices comme l'influence des perturbations partielles sur la structure des peuplements laissent croire que les peuplements bi-étagés ou de classes d'âge irrégulières (composées) étaient présents dans la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides, les données disponibles ne permettent pas de quantifier ce phénomène puisque ce type de peuplement n'était pas distingué à l'époque.

Les seules données disponibles au sujet de la répartition des classes d'âge par bassins versants (regroupement de sous-bassins) pour la concession « Rivière Jacques-Cartier » concernent les peuplements résineux. Dans cette compilation, les peuplements de 30 ans et moins (classe de 20 ans) ont été exclus des calculs et ce, pour une raison inconnue. Les résultats présentés aux figures 38 et 39 ainsi que dans le texte qui suit ne comprennent donc que les peuplements résineux âgés de 31 ans et plus. La variabilité observée entre les bassins versants était somme toute limitée (Figure 38). Il est intéressant de noter que pour 80 % des bassins versants, la proportion des peuplements âgés de 71 à 90 ans (classe de 80 ans) s'élevait à plus de 25 % (Figure 39). La classe d'âge de 100 et plus représentait 25 %...

5-2-2-11 10 **km²**.

89-1-1-4 et 6
SEYMOUR, R.S., 1992 ... Dans : **M.J. Kelty,** B.C. Larson et C.D. Oliver...

100-04777/

La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte

La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*

par

Marc LEBLANC, ing.f., M.Sc.

et

Louis BÉLANGER, ing.f., *Ph.D.*

Mémoire de recherche forestière n° 136

Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles
Forêt Québec
Direction de la recherche forestière
2000

* Version remaniée du mémoire de recherche présenté par Marc Leblanc à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval en janvier 1998 pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.).

Ce texte est un rapport partiel du projet de recherche n° 0900 146S :
« Biodiversité et objectif d'habitat : une approche pour déterminer le potentiel écologique ».

2000-3045

ISBN 2-550-35530-X
Dépôt légal 2000
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 2000 Gouvernement du Québec

Avant-propos

Cette étude a été rendue possible grâce au soutien financier du ministère des Ressources naturelles du Québec. Plusieurs personnes ont collaboré de près ou de loin à cette étude et nous leur exprimons toute notre reconnaissance. Plus particulièrement, nous désirons remercier madame Cornelia Krause, *Ph.D.*, messieurs Hubert Morin, *Ph.D.*, et Germain Savard, ing.f., du Groupe de recherche en productivité végétale de l'Université du Québec à Chicoutimi, qui ont collaboré de près à l'analyse dendrochronologique. Nous remercions tout spécialement madame Sara Marquis, ing.f., qui a participé à plusieurs étapes de ce projet. Des remerciements vont aussi à messieurs Éric Bégin, ing.f., M.Sc., Paul Labbé, ing.f., M.Sc. et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc., pour leur précieuse collaboration. Nous exprimons également notre gratitude envers madame Mireille Desponts, *Ph.D.*, pour nous avoir permis d'utiliser certaines de ses données touchant les sapinières vierges actuelles. Enfin, nous sommes reconnaissants envers monsieur Pierre Leboeuf, photo-interprète au ministère des Ressources naturelles du Québec, qui a supervisé la photo-interprétation.

La collaboration de toute l'équipe de la Forêt Montmorency a été grandement appréciée. Nous tenons également à remercier les compagnies Daishowa et Abitibi-Consolidated ainsi que le Centre de foresterie des Laurentides pour le prêt de documents historiques. Enfin, le premier auteur désire exprimer sa reconnaissance envers le Conseil de recherches en sciences naturelles et génie du Canada et les compagnies Kruger et Abitibi-Consolidated pour leur contribution à ce projet sous forme de bourses d'études.

Décembre 1998

Résumé

Une étude de reconstitution historique a été réalisée à la Forêt Montmorency, la forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval, ainsi que dans sa région, afin de tracer un portrait de la spécificité écologique de ce territoire appartenant à la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Le régime de perturbations naturelles, lié principalement aux épidémies récurrentes de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.]) et au chablis, façonnait un paysage hétérogène finement « mosaïqué » dans lequel les jeunes peuplements demeuraient sous-dominants ; il favorisait également le développement de peuplements à structure irrégulière dans près de 40 % des cas. Au niveau des **espèces**, la dominance du sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) combinée à la proportion sous-dominante des essences feuillues représente le principal trait distinctif. L'abondance des peuplements matures et surannés ainsi que la présence significative de peuplements à structure irrégulière sont des caractéristiques importantes qui se dégagent à l'échelle des **peuplements**. Enfin, au niveau des **paysages**, la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région était caractérisée par une mosaïque hétérogène fine dans laquelle les peuplements de tous âges et de toutes dimensions s'entremêlaient. La matrice de cette mosaïque était formée par les peuplements matures et surannés dans une proportion variant de 63 à 75 %.

Mots-clés : sapinière, tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, chablis, perturbations, structure des peuplements.

Abstract

The virgin fir forest of* Forêt Montmorency *and its region : a distinctive boreal forest. *A historical reconstitution study was carried out in* Forêt Montmorency, *Laval University's teaching and research forest, as well as in its surrounding area, in order to trace a picture of the ecological specificity of this territory that is part of the Eastern white birch-fir forest region. The natural distrubance regime, mainly linked to recurring epidemics of the spruce budworm (*Choristoneura fumiferana *[Clem.]) and to windthrow, shaped a finely heterogenous "mosaic-like" landscape where young stands remained subdominant. The natural perturbation regime also favored the growth of irregularly structured stands in nearly 40 % of cases. At the* **species** *level, balsam fir (*Abies balsamea *[L] Mill.) dominance, combined with the subdominant proportion of broadleaved species, represents the main distinctive trait. The abundance of mature and overmature stands as well as the significant presence of irregularly structured stands are important characteristics that emerge at the* **stand** *level. Finally, at the* **landscape** *level, the virgin forest of* Forêt Montmorency *and its region was characterized by a finely heterogenous mosaic where stands of all ages and all sizes were intermixed. The matrix of this mosaic was made up of mature and overmature stands in a proportion varying from 63 to 75 %.*

Key words : fir stand, spruce budworm, Choristoneura fumiferana*, windthrow, disturbances, stand structure.*

Table des matières

Avant-propos v

Résumé vi

Abstract vi

Liste des tableaux xi

Liste des figures xiii

Introduction 1

Chapitre premier

Divergences d'opinion face à la spécificité de la sapinière à bouleau blanc de l'Est 3

1.1 Le couvert forestier dominant 3

1.2 L'âge des peuplements 3

1.3 La structure des peuplements 3

1.4 La nature et l'importance des perturbations naturelles 4

Chapitre deux

Méthodes 5

2.1 Territoire d'étude 5

2.2 Sources de données 5

2.3 Composition en essences et répartition des classes d'âge de la forêt vierge : documents utilisés 7

2.4 Structure des peuplements de la forêt vierge 9

2.5 Structure actuelle des peuplements vierges 13

2.6 Chronologie des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette 13

2.7 Impact spatial des perturbations naturelles sur les paysages de la Forêt Montmorency 15

2.8 Mosaïque naturelle de la forêt vierge 16

Chapitre trois

Résultats 19

3.1 La forêt vierge de la Forêt Montmorency 19
3.1.1 Quelle était cette forêt vierge ? 19
3.1.1.1 Grands types de couvert forestier 19
3.1.1.2 Types de peuplement forestier 20
3.1.1.3 Répartition des classes d'âge 23
3.1.1.4 Structure des peuplements 27
3.1.1.5 Synthèse 37
3.1.2 Perturbations naturelles : nature et importance 37
3.1.2.1 Le feu 38
3.1.2.2 Le chablis 38
3.1.2.3 Historique des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette 38
3.1.2.4 Impact spatial des perturbations naturelles 41
3.1.2.5 Synthèse 48

3.2 Au niveau régional (Réserve faunique des Laurentides) 48
3.2.1 Une forêt similaire ? 48
3.2.1.1 Grands types de couvert forestier 48
3.2.1.2 Volumes par essence 54
3.2.1.3 Répartition des classes d'âge 57
3.2.1.4 Synthèse 60
3.2.2 Perturbations naturelles : nature et importance 60
3.2.2.1 Le feu 60
3.2.2.2 Le chablis 64
3.2.2.3 Historique des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette 65
3.2.2.4 Impact spatial des perturbations naturelles 67
3.2.2.5 Synthèse 68

Chapitre quatre

Discussion 71

4.1 Les interrogations 71
4.1.1 Régime de perturbations naturelles 71
4.1.2 Caractère résineux de la forêt vierge 73
4.1.3 Âge des peuplements 73
4.1.4 Structure des peuplements 74

4.2 Spécificité écologique de la Forêt Montmorency et de sa région 74
4.2.1 Principales caractéristiques spécifiques 74
4.2.1.1 Dominance du sapin 74
4.2.1.2 Sous-dominance des essences feuillues 75
4.2.1.3 Abondance des peuplements matures et surannés 75
4.2.1.4 Sous-dominance des jeunes peuplements 75
4.2.1.5 Présence de peuplements à structure irrégulière 75
4.2.1.6 Mosaïque hétérogène 75
4.2.1.7 Mosaïque fine 75
4.2.2 Indicateurs du maintien de la spécificité écologique 75
4.2.2.1 Proportion du volume total par essence 77
4.2.2.2 Proportion du territoire par stade de développement par unité de paysage 77
4.2.2.3 Proportion du territoire supportant des peuplements irréguliers 78
4.2.2.4 Proportion du territoire par classe de taille des secteurs en régénération (< 20 ans) par unité de paysage 76

4.3 Des caractéristiques qu'on retrouve ailleurs en sapinière boréale ? 78

Chapitre cinq

Enjeux d'aménagement 79

5.1 Enfeuillement de la sapinière 79

5.2 Sapinières matures et surannées 79

5.3 Structure des peuplements en sapinière 79

5.4 Homogénéisation du paysage de la sapinière 80

Conclusion 81

Références 83

Annexe 91

Liste des tableaux

Tableau 1. Principales caractéristiques écologiques des types forestiers rencontrés à la Forêt Montmorency en 1960 11

Tableau 2. Proportion relative des grands types de couvert forestier photo-interprétés pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929 19

Tableau 3. Répartition des grands types de couvert forestier dans les années quarante à la Forêt Montmorency 20

Tableau 4. Proportion relative des types de peuplement forestier photo-interprétés pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929 20

Tableau 5. Répartition des différentes classes d'âge photo-interprétées pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929 25

Tableau 6. Répartition des classes d'âge par type de peuplement d'une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929 26

Tableau 7. Principales caractéristiques des distributions diamétrales obtenues pour chacun des regroupements 35

Tableau 8. Répartition des superficies (en %) par grands types de couvert forestier de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides ainsi que les valeurs minimales et maximales rencontrées à l'échelle des bassins et sous-bassins versants selon les inventaires et plans d'aménagement consultés 48

Tableau 9. Proportion relative des grands types de couvert forestier photo-interprétés pour le secteur Lac Champlain en 1929 53

Tableau 10. Proportion relative des types de peuplement forestier photo-interprétés pour le secteur Lac Champlain en 1929 53

Tableau 11. Composition forestière en pourcentage du volume marchand de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides selon les inventaires et plans d'aménagement consultés 57

Tableau 12. Superficie (en %) couverte par les classes d'âge de la forêt vierge de la concession forestière «Rivière Jacques-Cartier» de la *Donnacona Paper Company* dans la partie sud de la Réserve faunique des Laurentides 58

Tableau 13. Superficie (en %) couverte par les classes d'âge de la forêt vierge de la concession forestière «South Kenogami» de la *Price Brothers & Company* dans la partie nord de la Réserve faunique des Laurentides 61

Tableau 14. Répartition des différentes classes d'âge photo-interprétées pour le secteur Lac Champlain en 1929 63

Tableau 15. Répartition des classes d'âge par type de peuplement pour le secteur Lac Champlain en 1929 66

Tableau 16. Principales caractéristiques spécifiques de la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région 75

Tableau 17. Indicateurs du maintien de la spécificité de la végétation arborescente de la Forêt Montmorency et de sa région et objectifs de performance à atteindre en fonction des niveaux d'altération de l'état naturel 76

Liste des figures

Figure 1. Importance relative des volumes des peuplements de sapin baumier et d'épinette blanche les plus vulnérables à la TBE, par feuillet 1 : 20 000 (en annexe) 91

Figure 2. Localisation de la Forêt Montmorency 6

Figure 3. Structure de la méthodologie utilisée pour la reconstitution de la sapinière vierge de la Forêt Montmorency et sa région 8

Figure 4. Localisation des principales concessions forestières de la Réserve faunique des Laurentides 10

Figure 5. Localisation approximative des épinettes blanches échantillonnées 14

Figure 6. Localisation approximative des deux secteurs photo-interprétés à partir des photographies aériennes de 1928-1929 16

Figure 7. Secteur Forêt Montmorency – Types de peuplement en 1929 21

Figure 8. Distributions de fréquence des peuplements de la forêt vierge d'une portion de la Forêt Montmorency par classe de superficie 22

Figure 9. Distributions des superficies totales des peuplements de la forêt vierge d'une portion de la Forêt Montmorency par classe de superficie 24

Figure 10. Répartition des différentes classes d'âge équiennes photo-interprétées pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929 25

Figure 11. Secteur Forêt Montmorency. Classes d'âge en 1929 28

Figure 12. Secteur Forêt Montmorency. Classes d'âge irrégulières en 1929 29

Figure 13. Distributions diamétrales pour le type forestier *Dryopteris-Oxalis* 30

Figure 14. Distributions diamétrales pour le type forestier *Hylocomium-Oxalis* 31

Figure 15. Distributions diamétrales pour le type forestier *Hylocomium-Oxalis*. Regroupement inéquienne classique 32

Figure 16. Distributions diamétrales pour le type forestier *Hypnum-Cornus* 33

Figure 17. Distributions diamétrales pour le type forestier *Sphagnum-Cornus* 34

Figure 18. Distribution diamétrale (a) et structure d'âge (b) des sapins du peuplement vierge actuel Archambault-1 36

Figure 19. Distribution diamétrale (a) et structure d'âge (b) des sapins du peuplement vierge actuel Archambault-2 37

Figure 20. Courbe dendrochronologique indexée 39

Figure 21. Réduction de la largeur des cernes due à une épidémie (a) et reprise après épidémie (b) 40

Figure 22. Impact spatial des perturbations naturelles. Jeunes peuplements en 1944 - Forêt Montmorency 42

Figure 23. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des jeunes peuplements par classe de superficie en 1944 à la Forêt Montmorency 43

Figure 24. Secteur Forêt Montmorency. Perturbations naturelles en 1929 44

Figure 25. Secteur Forêt Montmorency. Perturbations partielles en 1929 45

Figure 26. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des zones perturbées naturellement par classe de superficie en 1929 pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency 46

Figure 27. Superposition des perturbations naturelles de 1929 sur les jeunes peuplements de 1944 47

Figure 28. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les portions de territoire de la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* 50

Figure 29. Répartition du nombre de portions de territoire (*map sections*) en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacune des sept portions de territoire pour la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* 50

Figure 30. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les sous-bassins versants de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* 51

Figure 31. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacun des 67 sous-bassins versants pour la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* 51

Figure 32. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les sous-bassins versants de la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* 52

Figure 33. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacun des 116 sous-bassins versants pour la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* 52

Figure 34. Secteur Lac Champlain. Types de peuplement en 1929 53

Figure 35. Distributions de fréquence des peuplements de la forêt vierge du secteur Lac Champlain par classe de superficie 55

Figure 36. Distributions des superficies totales des peuplements de la forêt vierge du secteur Lac Champlain par classe de superficie 56

Figure 37. Répartition des classes d'âge de la concession forestière « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* dans la partie sud de la Réserve faunique des Laurentides 58

Figure 38. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les classes d'âge des peuplements résineux (31 ans et plus) parmi les bassins versants de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* 59

Figure 39. Répartition du nombre de bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les différentes classes d'âge (parmi les peuplements résineux âgés de 31 ans et plus) dans chacun des 15 bassins versants pour la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* 59

Figure 40. Répartition des classes d'âge de la concession forestière « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* dans la partie nord de la Réserve faunique des Laurentides 61

Figure 41. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les classes d'âge (tous types de peuplement) parmi les sous-bassins versants de la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* 62

Figure 42. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les différentes classes d'âge (tous types de peuplement) dans chacun des 116 sous-bassins versants pour la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* 62

Figure 43. Répartition des classes d'âge équiennes photo-interprétées pour le secteur Lac Champlain dans la Réserve faunique des Laurentides en 1929 63

Figure 44. Secteur Lac Champlain. Classes d'âge en 1929 64

Figure 45. Secteur Lac Champlain. Classes d'âge irrégulières en 1929 65

Figure 46. Secteur Lac Champlain. Perturbations naturelles en 1929 67

Figure 47. Secteur Lac Champlain. Perturbations partielles en 1929 68

Figure 48. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des zones perturbées naturellement par classe de superficie en 1929 pour la forêt vierge du secteur Lac Champlain 69

Introduction

La conservation de la biodiversité est désormais reconnue comme un élément central d'un aménagement forestier durable (Bouchard *et al.* 1993, Cissel *et al.* 1994, Irland 1994, Mladenoff et Pastor 1993, MRNC 1995, MRNQ 1996, Probst et Crow 1991). Les aménagistes s'interrogent cependant sur la façon de conserver la biodiversité. Une des solutions proposées consiste à élaborer des stratégies d'aménagement qui s'inspirent du régime de perturbations naturelles propre à la zone écologique étudiée (Cissel *et al.* 1994, Hunter 1993, Spies *et al.* 1991). L'hypothèse qui sous-tend ce paradigme est que les espèces fauniques et floristiques, qui se sont maintenues en présence de perturbations naturelles récurrentes, sont aptes à se perpétuer dans des conditions de perturbations similaires (Wallin *et al.* 1996). Le régime de perturbations naturelles est effectivement un facteur-clé dans le maintien de la biodiversité puisqu'il crée une mosaïque d'écosystèmes à différents stades de succession (Booth *et al.* 1993). Des stratégies d'aménagement « proches de la nature » devraient ainsi permettre à la faune et à la flore d'une région de continuer à se perpétuer (Hunter 1993). Dans ce cadre, le régime de perturbations naturelles qui caractérisait le paysage végétal de la forêt vierge et ses limites historiques de variabilité (Morgan *et al.* 1994) deviennent une référence fort utile pour élaborer des stratégies de ce genre (Attiwill 1994, Cissel *et al.* 1994).

Dans le cas de la sapinière à bouleau blanc de l'Est située dans l'est du Québec et dans les provinces maritimes du Canada, l'application de ce paradigme recèle toutefois certaines difficultés. Cette région ayant été à la base de l'approvisionnement de l'industrie papetière pendant la première moitié du XX^{e} siècle, il n'y reste pratiquement plus de grandes sapinières vierges, particulièrement au Québec. Ces forêts vierges n'étant plus, la caractérisation du paysage végétal naturel de cet écosystème devient plus ardue.

Étant donné l'absence de grands paysages dominés par des sapinières vierges dans cette région, il est donc nécessaire de recourir à l'approche de la reconstitution historique afin de caractériser la forêt vierge. En intégrant plusieurs sources d'information historiques et différentes techniques de reconstitution des forêts vierges, cette approche permet de mieux comprendre la dynamique qui régit ces forêts (Foster *et al.* 1996).

Dans la présente étude, nous nous sommes intéressés à une portion de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, soit la Forêt Montmorency et sa région. Un premier objectif de l'étude était de décrire la forêt vierge de ce territoire et de déterminer l'impact des perturbations naturelles sur les paysages et la structure de ses peuplements. La Forêt Montmorency, qui est la forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval, a été choisie principalement en raison de la disponibilité de données historiques concernant le secteur. Elle représente une enclave dans la Réserve faunique des Laurentides. C'est pourquoi nous avons retenu le territoire de cette réserve faunique pour juger de la représentativité de la Forêt Montmorency au sein de sa région et éventuellement d'y extrapoler les résultats obtenus.

Il est ici nécessaire de clarifier le sens donné dans ce travail à l'expression « forêt vierge ». Comme l'ont discuté Keddy et Drummond (1996), la définition de cette expression mène souvent à des problèmes sémantiques. La forêt vierge serait-elle la forêt telle qu'elle était à l'arrivée des Européens en Amérique ? Avant les peuples indigènes ? Avant l'industrialisation ? Becker et Le Tacon (1985) définissent la forêt vierge comme une forêt dans laquelle l'homme ne serait jamais intervenu. Nous adoptons une définition plus pragmatique et l'élargissons un peu pour englober les forêts n'ayant pas fait l'objet d'exploitations forestières importantes amenant le développement de forêts de seconde venue.

Un second objectif de l'étude était de cerner la spécificité écologique de la Forêt Montmorency et de sa région en vue d'identifier des indicateurs pour la gestion de la biodiversité. En ce sens, nous adoptons l'approche prise par Keddy et Drummond (1996), visant à retenir certaines caractéristiques spécifiques à cet écosystème qui pourront être suivies dans le temps pour juger de la santé da cette portion de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

L'assise de notre étude repose sur une description de la forêt vierge du bassin de la rivière Montmorency réalisée par Brousseau (1926). Ce dernier avait observé un type de peuplement qu'il désignait comme *Mixed softwood type* et qui couvrait 75 % de la superficie forestière du territoire inventorié. Il écrivait :

> *«The stand is composed of 65 % Balsam and 35 % Spruce exclusive of a light scattering of White Birch. This type is characterized by its inconstancy of stand per acre over small areas as compared with its constancy over larger areas. It is broken into small even aged patches...*
> *...the present forest is composed of patches generally of only a few acres...»*
> (Brousseau 1926 : 16)

C'est sur cette description que se fondent les hypothèses de départ de l'étude, à savoir que la forêt vierge de la Forêt Montmorency était finement « mosaïquée » par son régime de perturbations naturelles et qu'elle était essentiellement composée de peuplements équiennes ; le néologisme « mosaïqué » que nous créons ici reflète l'imbrication des divers peuplements dans le paysage.

Visant à atteindre les objectifs énoncés, notre étude est structurée selon deux volets afin de mettre en relief les principales caractéristiques des peuplements et de la mosaïque qui constituaient la sapinière à bouleau blanc de l'Est à l'état vierge. Le premier volet cherche à fournir une approximation des limites historiques de variabilité de la mosaïque forestière à l'aide des premiers inventaires forestiers touchant la région. Le second volet vise à décrire la nature des perturbations et leurs impacts sur la mosaïque forestière naturelle. Pour ce faire, nous avons étudié l'impact spatial des perturbations naturelles sur les paysages de la Forêt Montmorency à l'aide de vieilles photographies aériennes.

Chapitre premier

Divergences d'opinion face à la spécificité de la sapinière à bouleau blanc de l'Est

L'établissement d'un portrait de la sapinière boréale vierge se heurte aux divergences d'opinion qu'on retrouve dans la littérature. Afin de bien mettre l'étude en perspective, il y a lieu de préciser les interrogations concernant la spécificité écologique de la Forêt Montmorency et de sa région auxquelles nous avons tenté de répondre.

1.1 Le couvert forestier dominant

À l'examen de la littérature, il est tout d'abord ressorti que le type de couvert forestier dominant ne faisait pas l'unanimité au sein des écologues ayant étudié la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Certains, comme JURDANT (1968), proposaient que les résineux dominaient le stade final de développement de cet écosystème alors que d'autres, comme LAFOND (1964a, 1967) et LAFOND et LADOUCEUR (1968), estimaient que les peuplements mélangés formaient ce stade final. La question à éclaircir dans le cadre de la présente étude était donc la suivante : les résineux dominaient-ils la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région ?

1.2 L'âge des peuplements

L'âge des peuplements suscitait également des questionnements. La forêt vierge à l'étude possédait-elle une abondance de peuplements matures et surannés (> 80 ans) comme WEBB (1957, 1961) le laissait entendre dans une description du même type d'écosystème en Gaspésie ou, au contraire, y avait-il rareté de ces mêmes peuplements ? Le modèle développé par GAGNON et CHABOT (1988) sur la vulnérabilité des peuplements face à la TBE laisse supposer une rareté de ces peuplements après une épidémie.

1.3 La structure des peuplements

La structure des peuplements soulevait aussi une divergence d'opinion marquée dans la littérature. La sapinière à bouleau blanc de l'Est y a été décrite comme une forêt composée essentiellement de peuplements équiennes issus du régime de perturbations naturelles (BASKERVILLE 1975, 1986, MACLEAN 1984, PAILLÉ 1968, VÉZINA et PAILLÉ 1969), lequel est habituellement associé aux épidémies récurrentes de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.]) (TBE) (BASKERVILLE 1986, BLAIS 1965, 1983, 1984, MACLEAN 1980, 1984) et au chablis (BROUSSEAU 1926, MORIN 1990, VÉZINA et PAILLÉ 1969, WEBB 1957, 1961, WRIGHT 1930).

Sur la base de cette description, la stratégie d'aménagement préconisée par les premiers forestiers dans cette région fut la coupe à blanc (BROUSSEAU 1926, WEBB 1961, WRIGHT 1930). Certains suggéraient même que la coupe à blanc dans une sapinière s'apparentait à une coupe progressive pour laquelle on n'effectuerait que la coupe finale sans réaliser de coupe de mise en lumière (HOLT *et al.* 1965, VÉZINA et PAILLÉ 1969).

Cependant, une autre vision de la sapinière à bouleau blanc de l'Est apparaît aussi dans la littérature. HATCHER (1960) décrit cette même sapinière vierge comme étant composée à 70 % de peuplements inéquiennes dans une partie de la Réserve faunique des Laurentides. HATCHER (1955b) trace un portrait semblable d'un autre secteur de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, situé dans le bassin de la

rivière Portneuf à l'est de la rivière Saguenay. SMITHERS et BOYNTON (1950) ont également décrit comme une sapinière inéquienne la forêt vierge du bassin de la rivière Sault-au-Cochon sur la Côte-Nord.

Selon l'interprétation de ces auteurs, il paraît plus logique de proposer pour la sapinière boréale une stratégie d'aménagement se rapprochant de la coupe jardinatoire. Les forestiers de la *Donnacona Paper Company* avaient d'ailleurs élaboré une stratégie de ce genre en entreprenant des travaux au début des années cinquante sur environ 130 km^2 dans la partie sud de la Réserve faunique des Laurentides (CORRIVEAU 1971, HATCHER 1961, TREMBLAY 1952). Des coupes partielles ont été réalisées dans certaines sapinières dans le but de maximiser la productivité des stations, prévenir les dommages causés par le vent et les insectes et favoriser l'installation rapide d'une régénération naturelle (CORRIVEAU 1971, HATCHER 1961, MATTE 1952).

À la lumière de ces descriptions, il est légitime de s'interroger quant à la structure des peuplements de la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : cette forêt était-elle équienne ou inéquienne dans son ensemble ? Cette information revêt une importance cruciale. Si les affirmations de HATCHER (1955b, 1960) et de SMITHERS et BOYNTON (1950) pouvaient être confirmées, il faudrait alors relativiser la stratégie d'aménagement présentement appliquée à la sapinière à bouleau blanc de l'Est, c'est-à-dire la coupe avec protection de la régénération et des sols (MRNQ 1994), afin d'aspirer à une sylviculture plus « proche de la nature ».

1.4 La nature et l'importance des perturbations naturelles

Enfin, la nature et l'importance des perturbations naturelles ne sont pas bien établies pour la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Entre autres questions, quel rôle le feu jouait-il dans la dynamique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est en comparaison avec d'autres écosystèmes boréaux ? Les épidémies de la TBE ravageaient-elles la forêt vierge autant que le laissent supposer des modèles de vulnérabilité comme celui de MACLEAN (1980) ou celui de GAGNON et CHABOT (1988) ?

Chapitre deux

Méthodes

2.1 Territoire d'étude

La sapinière à bouleau blanc de l'Est, couvrant environ 3 % du Québec (environ 6 % de la zone forestière), est caractérisée par une forte pluviométrie (OIFQ 1996). Les précipitations annuelles moyennes y varient de 900 à 1300 mm, alors que la température annuelle moyenne y est de 0,0 à 1,0 °C (OIFQ 1996). Son caractère humide fait en sorte que les feux y sont peu fréquents (OIFQ 1996). Dans ces conditions, le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) domine le paysage. La figure 1 (Annexe en couleurs, p. 91) montre les concentrations de sapin au Québec.

La région où s'est déroulée l'étude se retrouve dans l'une de ces concentrations de sapin. Plus précisément, il s'agit du territoire où se situe actuellement la Forêt Montmorency, la forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval. Cette forêt, confiée à l'Université Laval en vertu d'un contrat d'affermage en 1965 (Bélanger *et al.* 1988), est située à quelque 75 km au nord de la ville de Québec, à l'entrée sud de la Réserve faunique des Laurentides (Québec) (Figure 2). Cette station forestière, couvrant environ 66 km^2, se retrouve dans la région écologique des « Moyennes Laurentides de la rivière Jacques-Cartier » (8f) appartenant au domaine écoclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Thibault 1985) dont le sous-domaine de l'Est est associé à une sapinière boréale humide (OIFQ 1996). La Forêt Montmorency est comprise dans la région Laurentides-Onatchiway (B.1a) de Rowe (1972). La Réserve faunique des Laurentides, adjacente à la Forêt Montmorency, appartient aussi dans une large proportion à la région écologique 8f et peut par conséquent être utilisée pour juger de la représentativité de la Forêt Montmorency au sein de sa région. Une certaine portion de la Réserve faunique des Laurentides est également couverte par la région écologique des « Hautes Laurentides de la rivière Malbaie » (9c) appartenant au domaine écoclimatique de la sapinière à épinette noire (Thibault 1985).

Le climat qui prévaut à la Forêt Montmorency est de type boréal perhumide (Groupe de travail sur les écorégions 1989). La température moyenne annuelle y est de 0,3 °C et les précipitations annuelles totales se chiffrent à 1527 mm dont environ le tiers tombe sous forme de neige (Environnement Canada 1993).

2.2 Sources de données

La principale caractéristique des études de reconstitution est l'occasion qu'elles donnent d'obtenir la meilleure compréhension possible des forêts vierges du passé à l'aide de plusieurs sources de données. Chacune des techniques ou méthodes utilisées, prise individuellement, possède ses limites d'interprétation et est en elle-même incomplète. C'est l'intégration des divers volets d'une étude de reconstitution qui fournit une compréhension adéquate de la dynamique des forêts vierges (Foster *et al.* 1996).

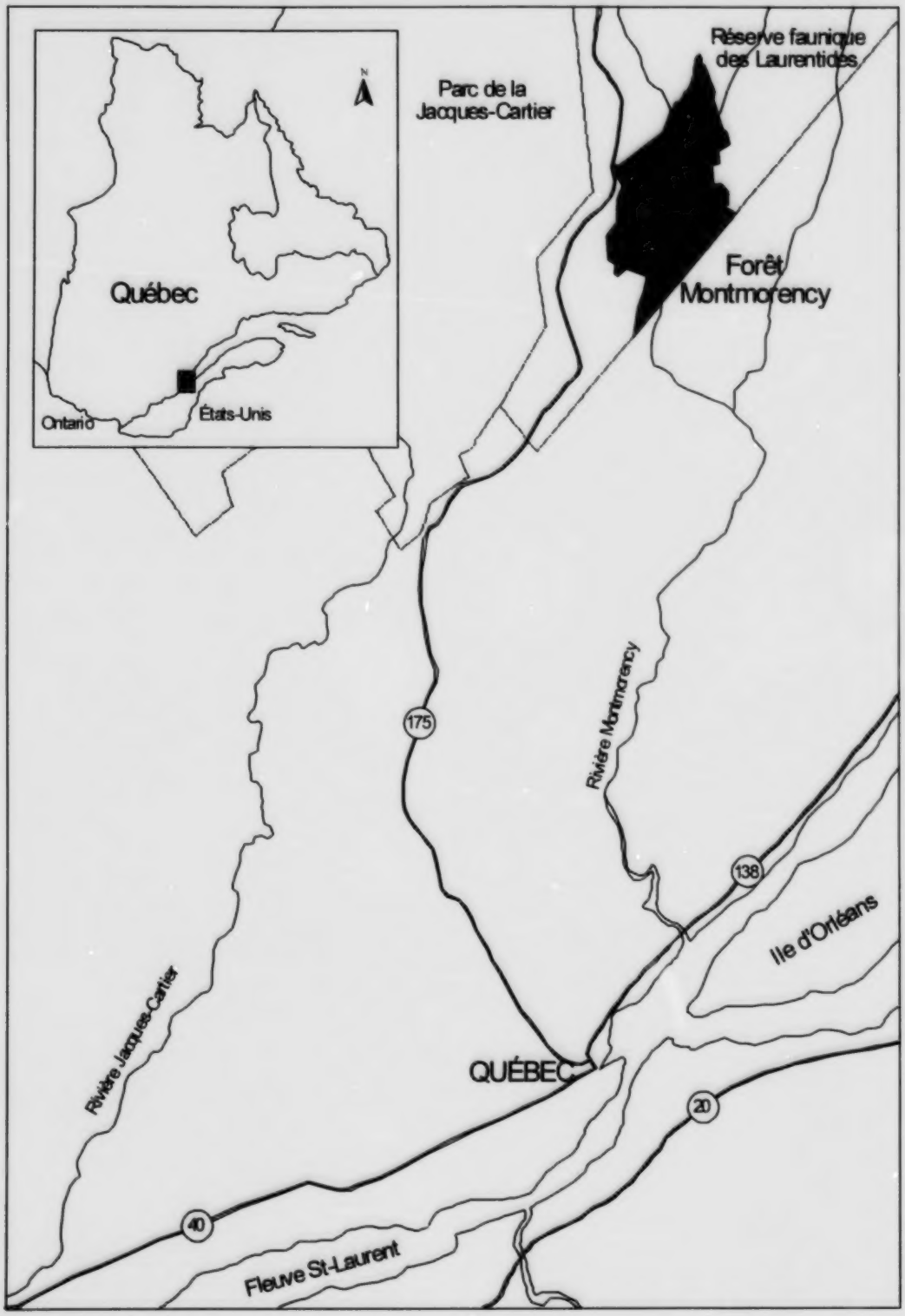


Figure 2. Localisation de la Forêt Montmorency.

Quatre sources principales de données ont été utilisées pour répondre aux objectifs des deux volets de cette étude et ce, sur une base locale et régionale. Tout d'abord, les plus vieux inventaires et plans d'aménagement forestiers disponibles pour le territoire et sa région ont été répertoriés. Ceci a permis de mieux connaître la forêt vierge en termes de composition en essences et de répartition des classes d'âge. La deuxième source de données consistait en un inventaire de souches qui, parallèlement à un inventaire de peuplements actuels, a servi à reconstituer la structure des peuplements de la forêt vierge. Une analyse dendrochronologique a été réalisée afin de déceler les épidémies de la TBE ayant affecté la Forêt Montmorency. Finalement, des photographies aériennes d'époque ont servi à caractériser la mosaïque forestière à l'échelle du paysage. La figure 3 schématise les liens unissant les différentes divergences d'opinion soulevées dans le chapitre premier, aux sources de données utilisées dans la présente étude.

2.3 Composition en essences et répartition des classes d'âge de la forêt vierge : documents utilisés

Un inventaire d'exploration forestière réalisé en 1926 pour le compte de la compagnie *Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* sur ce qui allait devenir la concession forestière « Rivière Montmorency » nous a permis d'obtenir une description de la forêt vierge de ce secteur. Cette concession, couvrant environ 540 km^2, englobait le territoire actuel de la Forêt Montmorency. Ce document a été retrouvé aux archives de la Forêt Montmorency et a servi d'assise à l'étude.

Nous avons également répertorié deux documents nous permettant de connaître la composition en essences et la répartition des classes d'âge de la forêt vierge de la région. Il s'agit tout d'abord du premier plan d'aménagement forestier rédigé par la *Donnacona Paper Company* pour sa concession forestière de la « Rivière Jacques-Cartier » et datant de 1930. Ce document est présentement conservé dans les archives de la compagnie forestière *Daishowa* de Québec dont le territoire du CAAF (Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier) actuel couvre une partie de l'ancienne concession forestière de la *Donnacona Paper Company*. Seule la partie boréale de cette concession couvrant environ 1400 km^2 a été utilisée dans notre travail. Le deuxième document, retracé dans les archives de la compagnie forestière Abitibi-Price, division Kénogami à Jonquière (Québec), est le deuxième plan d'aménagement forestier réalisé pour la concession forestière « South Kenogami » (environ 3200 km^2) en 1940 par la *Price Brothers & Company*. Pour les besoins de l'étude, l'expression « région de la Forêt Montmorency » illustre la partie de la Réserve faunique des Laurentides couverte par ces trois concessions forestières et représentée à la figure 4.

La première génération de plans d'aménagement forestier, rédigés dans une forme standard, a commencé à être produite par les compagnies forestières au début des années trente en concordance avec une réglementation du *Département* des Terres et Forêts du Québec datant de 1924 qui les obligeait à déposer des plans d'aménagement selon certaines exigences (Wright 1930). Malheureusement, les tout premiers plans d'aménagement de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* et de la *Price Brothers & Company* n'ont pu être retracés.

De ces trois documents principaux, nous avons extrait des données concernant les grands types de couvert forestier, la composition en essences, la répartition des classes d'âge de la forêt vierge, ainsi que des informations sur les perturbations et la mosaïque forestière naturelles. Précisons que les données tirées des documents historiques ont été compilées en excluant toute portion de territoire ayant déjà subi des coupes forestières et ce, pour ne considérer que la partie vierge de la forêt. Par contre, les zones ayant été touchées par un incendie ont été conservées dans les compilations pour refléter la variabilité naturelle de l'écosystème.

De plus, pour bonifier certains aspects de la description de ces forêts, nous avons utilisé les informations contenues dans les rapports d'établissement de certaines anciennes aires d'observation du gouvernement fédéral se retrouvant dans la même région écologique que le territoire d'étude, soit « Rivière Montmorency » (#2) et « Rivière Cyriac » (#3). Ces aires d'observation, installées par la Direction des forêts du ministère du Nord canadien et des Ressources nationales dans les années quarante et cinquante, faisaient partie d'un réseau de placettes permanentes installées pour suivre l'évolution de la régénération après la coupe (Hatcher 1960, Pfalzgraf 1970). Leur rapport d'établissement fournit des détails sur la composition et l'âge des forêts vierges ainsi que sur la structure des peuplements.

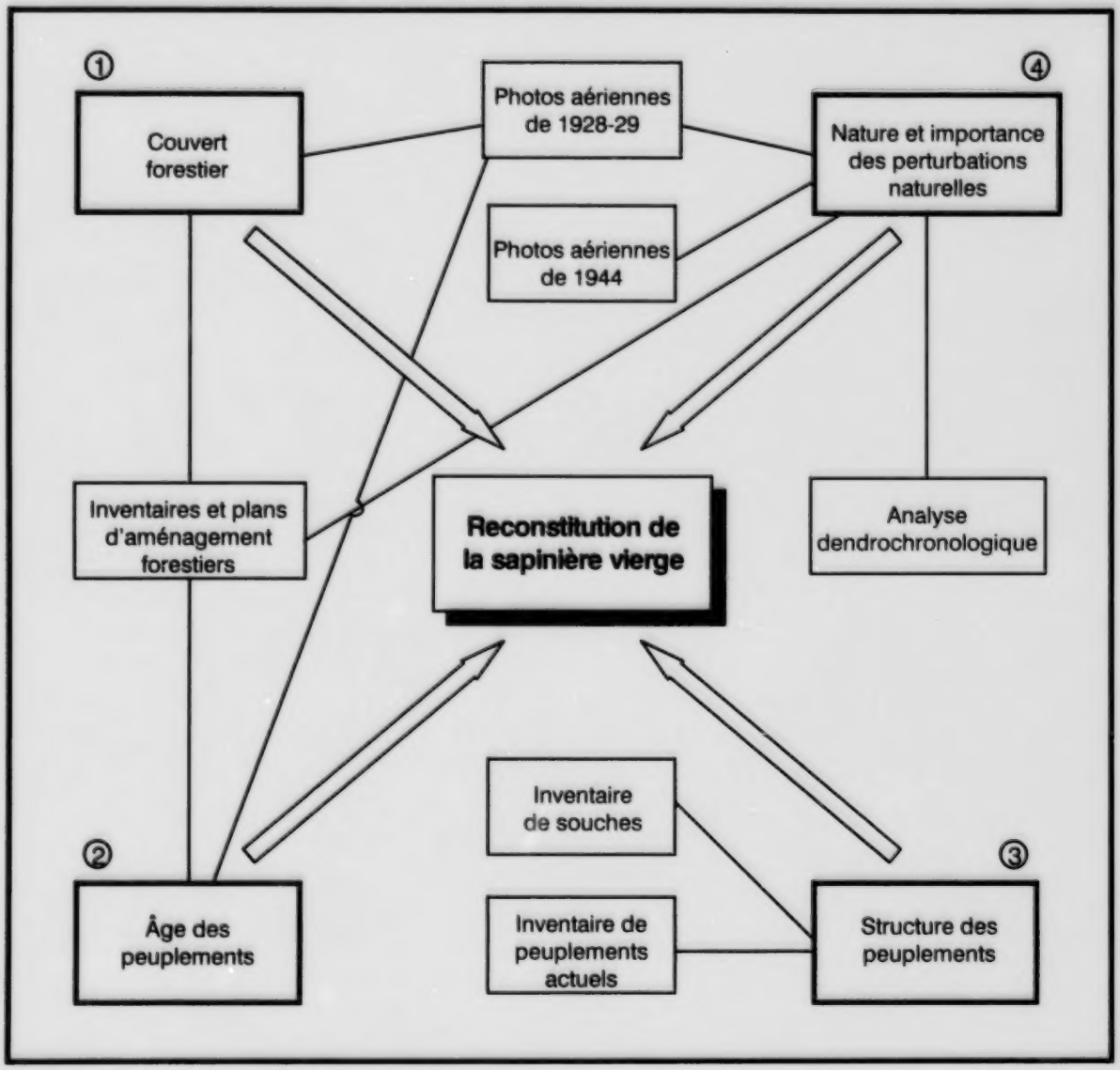


Figure 3. Structure de la méthodologie utilisée pour la reconstitution de la sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région.

2.4 Structure des peuplements de la forêt vierge

Afin de caractériser la structure des peuplements qui composaient la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de pouvoir en interpréter un type de structure d'âge, nous avons utilisé des données recueillies dans l'Aire d'observation numéro 2 - Rivière Montmorency en 1948. Deux cent quatre-vingt-six places-échantillons permanentes de 400 m^2 y ont été installées systématiquement à toutes les 10 *chaînes* (environ 200 m) selon un plan quadrillé dans de jeunes peuplements issus de coupes totales réalisées entre 1941 et 1944 par l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* (Hatcher 1960).

Lors de l'installation du dispositif, en plus des relevés dendrométriques sur la régénération, un relevé systématique des diamètres de souche des arbres coupés lors de l'exploitation de 1941-1944 a été effectué. Il est à noter qu'aucun âge des tiges n'a été recueilli lors de cet inventaire. Les peuplements ont été regroupés sur la base de leur type forestier reconnu par les écologues forestiers de l'époque. On y rencontrait principalement les quatre types forestiers suivants : *Dryopteris-Oxalis*, *Hylocomium-Oxalis*, *Hypnum-Cornus* ainsi que *Sphagnum-Cornus* (Côté 1966, Hatcher 1960, Linteau 1959). Le tableau 1 présente les principales caractéristiques écologiques de ces types forestiers, dont la composition du sous-bois et la classe de fertilité.

Lors de cet inventaire, la structure d'âge des peuplements a été estimée de deux façons par les équipes d'inventaire sur le terrain. D'une part, la structure du peuplement antérieur a été déterminée visuellement à partir des souches des arbres coupés et, d'autre part, la structure du nouveau peuplement a été évaluée en tenant compte des tiges vivantes présentes lors de l'inventaire. Chacune de ces structures a été qualifiée à l'époque d'équienne ou d'inéquienne. Ces estimations ont donc donné naissance à trois groupes de structures, c'est-à-dire : 1) des peuplements dits équiennes, dont les souches semblaient démontrer la présence d'un peuplement antérieur à la coupe équienne et dont le peuplement résiduel présentait également une structure équienne, 2) des peuplements équiennes-inéquiennes ainsi que 3) des peuplements inéquiennes-inéquiennes.

Nous avons utilisé les distributions des diamètres afin d'en tirer des interprétations permettant de valider ces structures d'âges définies à l'époque. Les données de diamètres des souches et des arbres résiduels recueillies en 1948 dans des parcelles de 400 m^2 lors de l'établissement du dispositif expérimental ont alors servi à reconstruire les distributions des diamètres. Nous avons incorporé les données de diamètre des arbres résiduels dans nos analyses pour tenter d'obtenir une représentation la plus fidèle possible de l'ensemble du peuplement antérieur à la coupe. Des regroupements de parcelles ont d'abord été faits sur la base d'un premier critère, soit le type forestier. Par la suite, un deuxième critère a été utilisé, soit l'appellation de la structure du peuplement avant la coupe et après la coupe attribuée sur le terrain lors de l'inventaire de 1948 (équienne-équienne, équienne-inéquienne et inéquienne-inéquienne). Un regroupement de parcelles, réalisé à l'intérieur du type forestier *Hylocomium-Oxalis*, a donné naissance à un groupe particulier désigné « Inéquienne classique ». Ce groupe est issu du regroupement des parcelles qui présentent des distributions des diamètres en forme de J inversé.

Pour chacun de ces regroupements *a priori* ainsi obtenus, des graphiques de distributions des diamètres ont été construits par classes de diamètre de 1 *pouce* (les mesures « impériales » étaient encore en usage à l'époque). Chaque essence (sapin baumier et épinettes non différenciées lors de l'inventaire) a été porté en graphique individuellement (Hough 1932, Lorimer 1985). De plus, afin d'obtenir l'image que les gens percevaient sur le terrain lors de l'installation du dispositif, nous avons également combiné les deux essences sur un même graphique. Dans le but de nous assurer que les regroupements s'avéraient valables et non biaisés, nous avons réalisé des sous-groupements à l'intérieur des groupes principaux (Lorimer 1980). Pour ce faire, chaque groupe principal qui comprenait environ 20 parcelles échantillons et plus était scindé en deux sur la base d'un critère géographique, soit le partage du dispositif expérimental selon une ligne est-ouest. Selon le regroupement de parcelles effectué, il y avait certaines fluctuations dans l'abondance des tiges par classe de diamètre, mais la forme générale de la distribution demeurait néanmoins semblable. La distribution du groupe principal a alors été conservée pour les fins de l'analyse.

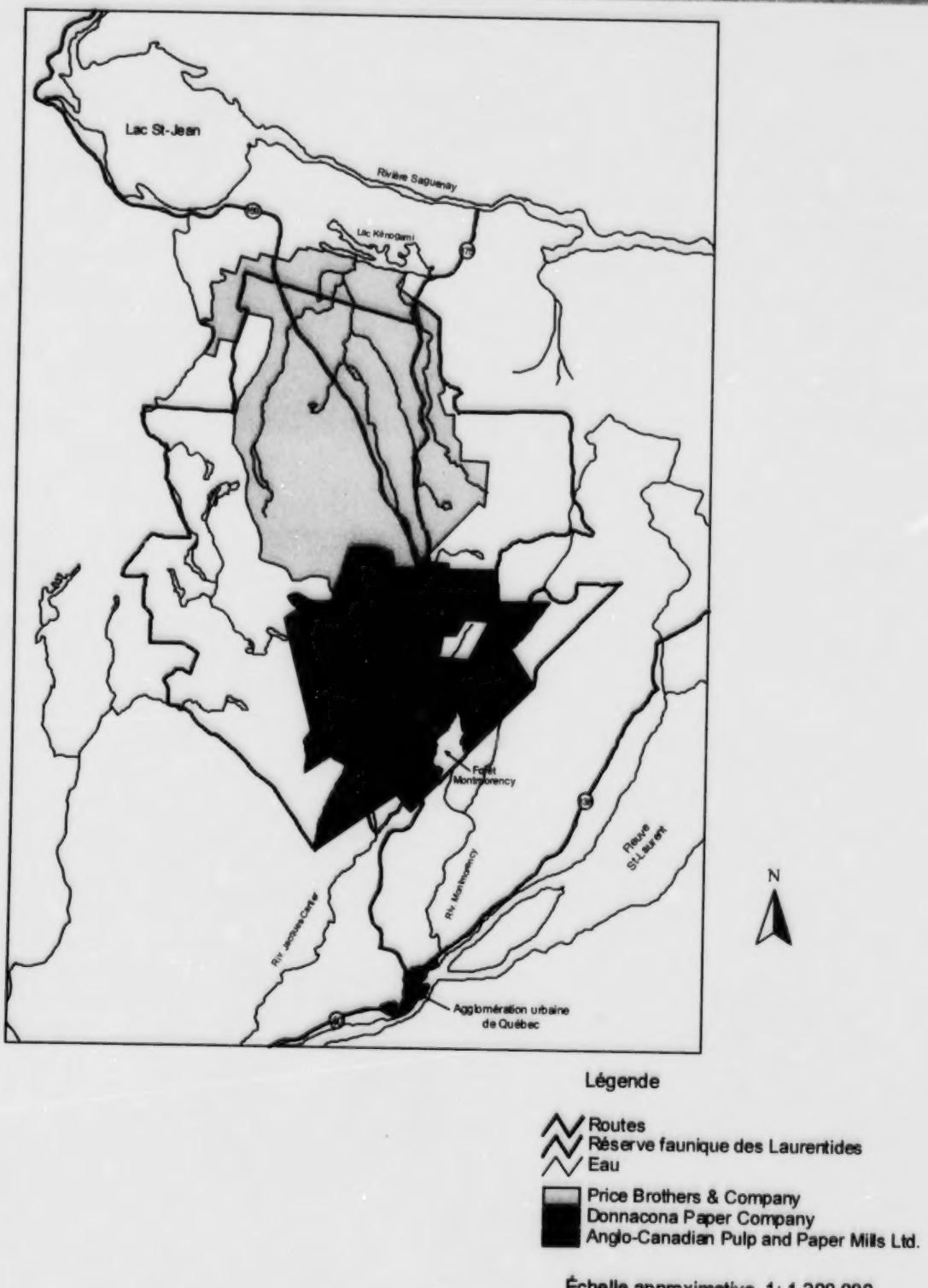


Figure 4. Localisation des principales concessions forestières de la Réserve faunique des Laurentides.

Tableau 1. Principales caractéristiques écologiques des types forestiers rencontrés à la Forêt Montmorency en 1960. Adapté de Linteau (1959)

Type forestier	Essences principales	Essences associées	Espèces dominantes de sous-bois	Classe de fertilité
Dryopteris-Oxalis	Sapin	Bouleau blanc Épinette blanche	*Dryopteris spinulosa* *Oxalis montana*	I
Hylocomium-Oxalis	Sapin Épinette blanche	Bouleau blanc Épinette noire	*Oxalis montana* *Hylocomium splendens*	II
Hypnum-Cornus	Épinette noire Sapin	Bouleau blanc Épinette blanche	*Cornus canadensis* *Pleurozium schreberi*	II
Sphagnum-Cornus	Épinette noire	Sapin	*Sphagnum spp.* *Cornus canadensis*	III

Classes de fertilité : I : 50 pieds (~15,2 m) à 50 ans
II : 40 pieds (~ 12,2 m) à 50 ans
III : 30 pieds (~9,1 m) à 50 ans.

Les paramètres de la distribution de Weibull ont été utilisés pour analyser la forme des distributions des diamètres proposée par Lorimer et Krug (1983). La distribution de Weibull s'avère particulièrement appropriée pour les diamètres puisqu'elle peut représenter un large éventail de formes de courbe (Bailey et Dell 1973). Cette fonction de Weibull s'énonce comme suit :

$$[1] \quad f(x) = (c/b)\,(x/b)^{c-1} \exp\{-(x/b)^c\}\ ; \quad x \geq 0,\ b > 0,\ c > 0$$

Le paramètre de forme c, indicatif du type de distribution, a été estimé, à l'aide du progiciel *SAS*, par l'équation suivante :

$$[2] \quad \hat{c} = \ln\{\ln(1-r)/\ln(1-t)\} / \ln\{x_r / x_t\};$$

où x_r et x_t sont deux valeurs centiles ;

r et t représentent deux rangs centiles.

Bailey et Dell (1973) recommandent d'utiliser les 17e et 97e rangs centiles pour obtenir la meilleure estimation du paramètre de forme.

Lorimer et Krug (1983) utilisent également l'indice de symétrie pour mesurer le degré de symétrie en relation avec le mode de distribution. Cet indice se calcule ainsi :

$$[3] \quad I_s = (M - X_L) / (X_{95} - X_L)$$

où I_s représente l'indice de symétrie, M le mode de la distribution,

X_L la plus petite classe de diamètre et X_{95} la valeur du 95e centile.

Finalement, la kurtose (coefficient d'aplatissement) a été calculée pour tenter de déceler la présence de bimodalité à l'intérieur des distributions des diamètres.

Trois types de distribution des diamètres sont principalement reconnues dans la littérature, soit 1) la distribution unimodale ou en forme de cloche s'approchant de la distribution normale classique, 2) la distribution en J inversé et 3) la distribution irrégulière se situant graphiquement à mi-chemin entre les deux précédentes et présentant des trouées dues à un faible nombre de tiges dans certaines classes de diamètre (Smith 1986). Quant à l'interprétation en terme de structure d'âge à donner à chacune d'elles, Lorimer (1985) affirme que ce n'est pas tant l'étendue des diamètres des tiges qui s'avère concluante dans l'analyse de distribution de ceux-ci, mais bien l'allure générale de la distribution.

Lorimer (1985) montre que les distributions unimodales des diamètres peuvent représenter deux types de structures d'âge, soit une structure équienne propre aux peuplements dans lesquels les arbres ont à peu près tous le même âge (une classe d'âge), ou une structure multi-âge caractérisant les peuplements possédant plus d'une classe d'âge. Ce dernier cas apparaît lorsque les jeunes tiges sont éparses ou simplement absentes (Lorimer 1985, Lorimer et Krug 1983). Cependant, jamais une distribution unimodale des diamètres établie à partir de tiges libres de croître ne peut représenter une structure d'âge inéquienne (Lorimer 1985).

Quant à la distribution des diamètres en J inversé, les interprétations sont plus nuancées. Cette forme de distribution des diamètres peut refléter trois types de structure d'âge. La plus reconnue est la structure inéquienne représentant des peuplements dans lesquels on retrouve toutes les classes d'âge (Smith 1986). Les peuplements des forêts feuillues présentent fréquemment cette structure typique due au remplacement des individus par pied d'arbre à la suite de leur sénescence ou des perturbations naturelles à très petite échelle (p.ex. chablis par pied d'arbre). La distribution en J inversé peut aussi refléter une structure d'âge multicohorte (Baskerville 1961, Fajvan et Seymour 1993). Finalement, elle peut même représenter des peuplements équiennes (Lorimer 1985). Ce dernier cas survient lorsque sont regroupés plusieurs peuplements équiennes ayant des âges moyens différents. La sommation de toutes les courbes normales (en forme de cloche) résulte alors en une courbe en J inversé (Hough 1932. Smith 1986).

Pour ce qui est de la distribution irrégulière des diamètres, elle représente des peuplements multicohortes. Il s'agit habituellement de peuplements ayant subi des perturbations partielles comme des infestations modérées d'insectes, des chablis partiels, etc. qui ont permis à de nouvelles cohortes de se développer dans le peuplement (Fajvan et Seymour 1993).

2.5 Structure actuelle des peuplements vierges

Afin de fournir des critères objectifs de validation des distributions des diamètres, nous avons incorporé les données d'une étude exploratoire menée par Desponts (1996). Cette étude a permis de mettre en parallèle les distributions des diamètres et les structures d'âge de deux peuplements vierges actuels. Ces peuplements, qui comptent parmi les rares peuplements vierges de la région, sont situés au sud-est du lac Archambault dans le parc de la Jacques-Cartier. Ils se trouvent dans la région écologique des « Moyennes Laurentides de la rivière Jacques-Cartier » (8f).

Des virées ont été réalisées à l'intérieur de ces deux peuplements vierges. Le long de ces virées, des parcelles rectangulaires de 200 m^2 ont été installées dans lesquelles le DHP (diamètre à hauteur de poitrine, soit à 1,3 m du sol) et l'âge de tous les arbres de 10 cm et plus de DHP ont été mesurés. L'âge a été mesuré à 1,3 m du sol. Les gaules (1 à 10 cm de diamètre à 1,3 m du sol) ont fait l'objet de ces mêmes mesures dans une sous-parcelle de 25 m^2. Ces données ont permis d'établir les structures d'âge et les distributions des diamètres de ces peuplements.

2.6 Chronologie des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette

Blais (1965) a réalisé une chronologie régionale des épidémies de TBE ayant affecté la Réserve faunique des Laurentides. Il a retracé six épidémies ayant sévi entre 1680 et 1960. Afin de connaître si la Forêt Montmorency avait subi ces mêmes épidémies et ainsi juger de sa représentativité au sein de la Réserve faunique des Laurentides, nous avons mené une étude dendrochronologique locale des épidémies de TBE.

Cette partie de l'étude a également été entreprise pour tenter de détecter le passage d'une épidémie suspectée en 1876 (Morin 1994). Cette épidémie a touché le sud du Québec (Blais 1983) ainsi que le nord du Nouveau-Brunswick (Baskerville 1975, Blais 1983). Cependant, pour le territoire de la Réserve faunique des Laurentides, Blais (1965) n'avait pu confirmer le passage de l'épidémie de 1876.

Vingt-quatre épinettes blanches (*Picea glauca* [Moench] Voss) parmi les plus vieux spécimens du territoire ont donc été abattues au printemps 1994 afin d'en récolter des sections transversales à différentes hauteurs. Les arbres échantillonnés étaient âgés de 144 à 221 ans (moyenne = 177 ans, médiane = 176 ans). La figure 5 montre la localisation approximative des épinettes échantillonnées. La première section transversale était prélevée à la base de l'arbre ; un second échantillon était récolté à 1,3 m du sol tandis que les sections subséquentes étaient prélevées à intervalle de 2,56 m, dans le but de conserver des billots de longueur utilisable pour le sciage.

Les sections ont été finement sablées avant d'être analysées en laboratoire selon la méthode proposée par Blais (1962) et Swetnam *et al.* (1985). L'âge des échantillons a été estimé en comptant le nombre de cernes annuels de croissance à l'aide d'une loupe binoculaire. Les cernes annuels ont par la suite été mesurés sur deux rayons à l'aide d'un micromètre *Henson* (précision 0,01 mm) relié à un ordinateur.

Une interdatation visuelle des patrons de croissance a été réalisée entre les deux rayons d'un même échantillon afin de déceler les cernes manquants (Krause et Morin 1995b). La valeur zéro a été attribuée aux cernes manquants. La moyenne arithmétique des deux rayons a par la suite été calculée pour chaque échantillon. Les patrons moyens de croissance de chaque tige ont aussi été interdatés (Morin et Laprise 1990). Cette interdatation a été vérifiée à l'aide du programme *COFECHA* (Holmes 1983). La croissance des arbres est affectée par divers facteurs comme le climat, la qualité de la station, l'âge de l'arbre, les épidémies d'insectes, etc. (Fritts 1976, Morin *et al.* 1993). Pour amenuiser les effets des facteurs bio-physiques autres que les épidémies d'insectes, les largeurs des cernes annuels de chacun des échantillons ont été transformées en indice de croissance (Morin et Laprise 1990, Schweingruber 1989). L'indice de croissance est le quotient de la largeur mesurée d'un cerne de croissance sur la largeur calculée d'après une courbe théorique (Morin et Laprise 1990). Cette opération, appelée standardisation, s'est effectuée selon deux méthodes. La première consistait à indexer les données de chaque série de mesure à l'aide d'une droite horizontale et à calculer la moyenne de l'ensemble des échantillons ; cette approche est recommandée pour déceler des variations de croissance de basse fréquence associées à des perturbations majeures (Veblen *et al.* 1991). La deuxième méthode de standardisation utilisait le programme de traitements de données dendrochronologiques *ARSTAN* (Cook et Holmes 1986). Ce programme effectue la standardisation en deux opérations. Dans un premier temps, il emploie une fonction exponentielle négative ou une droite, selon

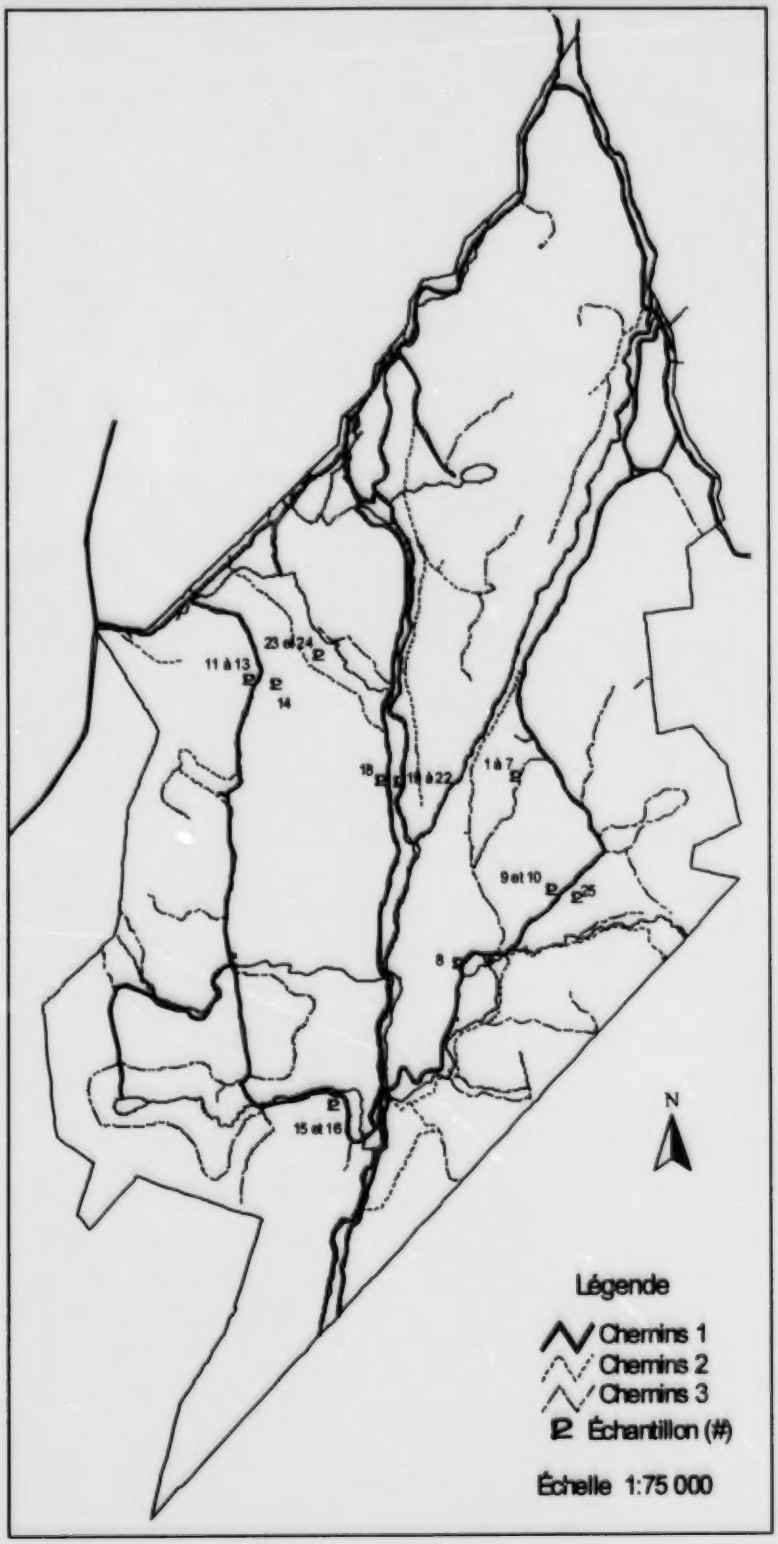


Figure 5. Localisation approximative des épinettes blanches échantillonnées.

le patron de croissance ; la seconde opération utilise une fonction polynomiale. La courbe issue de cette standardisation sert à détecter le passage d'épidémies d'insectes (Swetnam *et al.* 1985).

Krause et Morin (1995b) ont montré que la réduction de croissance radiale due à une épidémie de TBE se fait sentir plus tôt dans la cime de l'arbre et qu'elle se produit avec un délai d'un an à la base de l'arbre. Onze échantillons ont alors été retenus pour construire des courbes dendrochronologiques à différentes hauteurs dans le but de mieux détecter le passage de l'épidémie suspectée de 1876. En outre, la formation des trachéides du bois final est principalement dépendante de la production photosynthétique de l'année de croissance en cours (Schweingruber 1987, 1993 *dans* Krause et Morin 1995a). La formation des trachéides du bois final peut alors être affectée directement par la défoliation causée par la TBE et servir d'indicateur de cette défoliation (Krause et Morin 1995a). Des décomptes de trachéides du bois final ont été faits à différentes hauteurs le long de neuf tiges échantillonnées pour, encore une fois, tenter de confirmer le passage de l'épidémie de 1876.

Les pourcentages de réduction et de reprise de croissance radiale des arbres ont été calculés pour les différentes épidémies de tordeuse connues ou suspectées. Pour les réductions de croissance, les années subséquentes à la première année de réduction de croissance due à une épidémie ont été comparées à la moyenne des indices de croissance des 15 années précédant la première année de réduction de croissance (Krause et Morin 1995b). Pour la dernière épidémie par exemple, les indices de croissance des années 1976 à 1986 ont été comparés à la moyenne des indices de croissance des années 1961 à 1975. Une réduction de 40 % et plus de la croissance est considérée comme importante pour les espèces conifériennes (Schweingruber *et al.* 1986 *dans* Krause et Morin 1995a). Pour les reprises de croissance, les années suivant les trois années de croissance radiale les plus faibles au cours des périodes épidémiques ont été comparées à la moyenne des indices de croissance de ces trois années de croissance les plus faibles (Krause et Morin 1995b). Pour la dernière épidémie par exemple, les années 1985 à 1989 ont été comparées à la moyenne des années 1982 à 1984.

2.7 Impact spatial des perturbations naturelles sur les paysages de la Forêt Montmorency

Cette partie de l'étude a été élaborée dans le but de caractériser la mosaïque forestière qui prévalait de façon naturelle dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est vierge. Afin d'obtenir une image spatiale de l'impact des perturbations naturelles sur les paysages de la Forêt Montmorency, nous avons photo-interprété des photographies aériennes monochromes de 1944 (échelle approx. 1 : 10 000). Ces photographies avaient été prises après l'exploitation à grande échelle de tous les peuplements mûrs ou dépérissants par la compagnie *Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* sur le territoire d'étude (Côté 1946). Sur ces photographies aériennes, il est possible de voir clairement des peuplements jeunes et denses. Nous émettions le postulat que ces jeunes peuplements tiraient en majorité leur origine de l'épidémie de TBE ayant sévi dans la Réserve faunique des Laurentides entre 1910 et 1919 et identifiée par Blais (1965) dans son étude dendrochronologique. Ces jeunes peuplements correspondraient aux *thickets* observés par Brousseau (1926). Ce dernier les décrivait comme de jeunes peuplements très denses composés de sapin et d'épinette issus principalement de l'abondante régénération de peuplements renversés par le vent. Vincent (1954) a aussi décrit des *thickets* issus de l'épidémie de TBE ayant sévi au Nouveau-Brunswick entre 1913 et 1919. Wright (1930) souligne également l'origine possible des jeunes classes d'âge liée à l'épidémie de la TBE du début du siècle sur la concession forestière « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*.

Lors de la photo-interprétation, aucune contrainte n'a été imposée quant à la surface minimale à respecter en vue de la cartographie. Les peuplements de superficie très restreinte étaient par conséquent conservés dans l'analyse. Nous avons tenté par le fait même de caractériser les plus petites zones visibles sur les photographies aériennes afin d'obtenir une image spatiale représentative de la réalité. Nous avons produit une carte de l'impact spatial des perturbations naturelles.

2.8 Mosaïque naturelle de la forêt vierge

Après avoir réalisé la photo-interprétation des photographies aériennes datant de 1944, d'autres recherches aux Archives nationales du Québec nous ont permis de trouver une deuxième série de photographies aériennes monochromes (échelle approx. 1 : 10 000) datant de 1928-29. Le grand intérêt de ces photographies réside dans le fait qu'elles ont été prises alors que la forêt n'avait pas subi de grandes coupes. Le but de l'analyse de ces photos était de reconstituer la mosaïque naturelle d'une portion de la forêt vierge.

Un premier secteur d'environ 55 km² chevauchant la limite est de la Forêt Montmorency a été délimité pour procéder à la photo-interprétation des peuplements forestiers. Malheureusement, la très mauvaise qualité des photographies d'une ligne de vol passant du nord au sud en plein centre de la Forêt Montmorency nous a empêché de procéder à la cartographie de tout ce territoire. Un deuxième secteur couvrant approximativement 50 km² a été délimité dans une portion de la Réserve faunique des Laurentides couverte par la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Ce secteur englobe le lac Champlain situé au nord-ouest du parc de la Jacques-Cartier (Figure 6).

Les normes de stratification écoforestière (MRNQ 1995) ont servi de guide à la photo-interprétation à l'exception de la superficie minimale à respecter en vue de la cartographie. Encore ici, il n'y avait pas de limite inférieure imposée pour la superficie des peuplements et ce, dans le but de fournir une image adéquate du morcellement de la forêt vierge. La restitution sur une carte de base 1 : 20 000 s'est faite au moyen d'un monorestituteur *Sketchmaster* et des cartes furent produites à l'aide d'un système d'information à références spatiales.

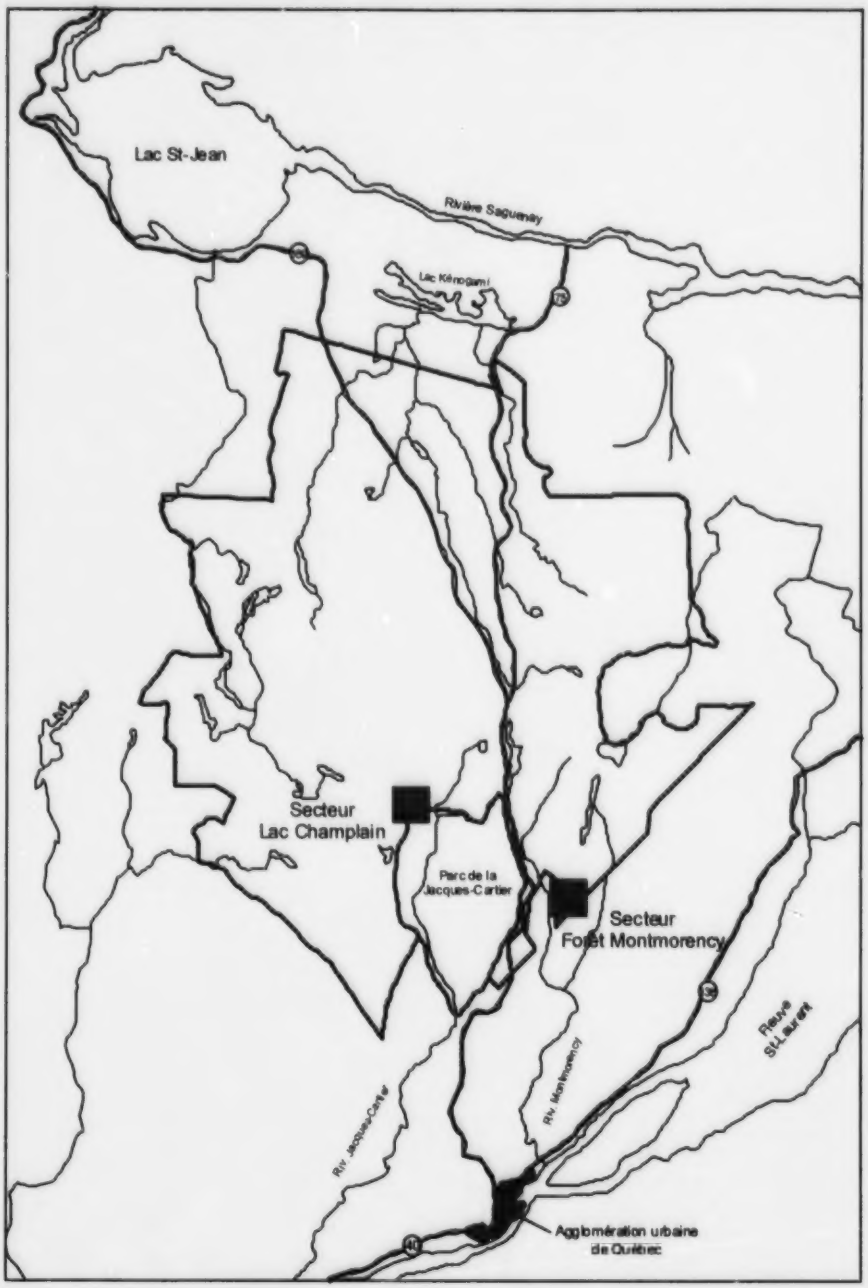


Figure 6. Localisation approximative des deux secteurs photo-interprétés à partir des photographies aériennes de 1928-1929.

Chapitre trois

Résultats

Les résultats sont présentés de façon à tenter d'éclaircir les interrogations soulevées par les divergences d'opinion concernant la spécificité écologique de la forêt vierge étudiée. Dans un premier temps, on aborde le secteur immédiat de la Forêt Montmorency. Par la suite, on présente les résultats à l'échelle régionale pour pouvoir juger de la généralisation du portrait obtenu à l'échelle de la Forêt Montmorency, dans le but de fournir des indicateurs de la spécificité écologique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

3.1 La forêt vierge de la Forêt Montmorency

Un portrait de la forêt vierge de la Forêt Montmorency est tracé ici. La première partie décrit la composition en essences, la répartition des classes d'âge et la structure de cette forêt avant l'arrivée de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* dans les années trente ; la seconde partie décrit les perturbations naturelles et leurs impacts sur les paysages de la Forêt Montmorency.

Tableau 2. Proportion relative des grands types de couvert forestier photo-interprétés pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929

Types de couvert	Proportion (%)
Résineux	76,4
Pessières noires	2,9
Mélangés	20,0
Feuillus	0,7

3.1.1 Quelle était cette forêt vierge ?

Les divergences d'opinion face à la sapinière boréale mises en lumière précédemment et touchant le caractère résineux, l'âge et la structure des peuplements, proposent la question suivante : quelle était cette forêt vierge ? Les résultats présentés ici tentent d'y répondre.

3.1.1.1 Grands types de couvert forestier

Bien qu'un inventaire spécifique de la forêt vierge de la Forêt Montmorency ne soit pas disponible, il est tout de même possible d'obtenir une image de la proportion des différents types de couvert forestier de cette forêt à l'aide des résultats de la photo-interprétation des photographies aériennes de 1929 sur un secteur d'environ 55 km². Ainsi, selon ces résultats, la forêt vierge de la Forêt Montmorency était largement dominée à ce moment-là par les résineux dans une proportion de 76,4 % (Tableau 2). Ces peuplements résineux étaient très majoritairement des sapinières (à 95 %), mais aussi des pessières noires à sapin. Celles-ci, définies comme des peuplements résineux dans lesquels l'épinette noire forme 75 % et plus de la partie résineuse (MRNQ 1995), couvraient près de 3 %. Pour leur part, les peuplements mélangés couvraient 20 %, alors que les peuplements feuillus étaient peu présents.

Cette première image de la forêt vierge de la Forêt Montmorency de 1929 a aussi été observée quelques années plus tard par Hatcher (1955a). En fait, des données tirées du rapport d'établissement de l'Aire d'observation numéro 2 – Rivière Montmorency permettent d'obtenir certains renseignements sur la composition de la forêt vierge de la Forêt Montmorency juste avant la coupe des

années quarante. Ce dispositif expérimental, qui chevauchait la limite nord-ouest de la Forêt Montmorency, s'étendait sur approximativement 13 km² dont les deux cinquièmes se retrouvaient à l'intérieur des limites de la Forêt Montmorency (Côté 1966).

Trois grands types de couvert forestier reconnus à l'époque se rencontraient dans ce dispositif. Il s'agissait de *Black Spruce (bS)*, pessières noires qu'on retrouve principalement dans les milieux humides ou mal drainés ; de *Spruce-Fir (SF)*, sapinières à épinette noire qui représentaient un type de transition entre les sites les plus pauvres occupés par les pessières noires (*bS*) et les meilleurs sites ; et de *Spruce-Fir-White Birch (SFwB)*, sapinières à épinette et bouleau blanc occupant les sites bien drainés les plus riches (Hatcher 1955a, Smithers et Boynton 1950). Ce dernier type n'illustrait pas strictement des peuplements mélangés si bien que le bouleau pouvait ne constituer que 20 % du volume (Smithers et Boynton 1950). Il regroupait plutôt des peuplements dans lesquels on retrouvait au moins un petit pourcentage de bouleau (Smithers et Boynton 1950).

Le tableau 3 présente la répartition de ces grands types de couvert forestier dans les années quarante (Hatcher 1955a). Ainsi, ce deuxième portrait de la forêt vierge de la Forêt Montmorency se rapproche sensiblement de celui trouvé par la photo-interprétation de 1929 si on considère que le type *Spruce-Fir-White Birch* regroupait des peuplements résineux (des sapinières) et des peuplements mélangés.

Tableau 3. Répartition des grands types de couvert forestier dans les années quarante à la Forêt Montmorency

Grands types de couvert	Proportion (%)
Spruce-Fir-White Birch	87
Spruce-Fir	8
Black Spruce	5

3.1.1.2 Types de peuplement forestier

La photo-interprétation des photographies de 1929 a également permis de distinguer les types de peuplements rencontrés dans la forêt vierge de la Forêt Montmorency. Les sapinières (sapinières à sapin et sapinières à épinette noire) s'avéraient les peuplements les plus fréquents avec une proportion de 72,4 %. Les pessières noires (tous types) couvraient 6,8 %. Les bétulaies blanches n'occupaient qu'une très faible portion du territoire alors que les sapinières à bouleau blanc et les bétulaies blanches à sapin représentaient 15,6 et 3,3 % respectivement (Tableau 4).

L'agencement spatial de ces peuplements représentait une véritable mosaïque fine à l'échelle du paysage, conformément à notre hypothèse de départ (Figure 7). La taille des peuplements (tous types confondus) pris individuellement s'étendait de 0,2 à 83,5 ha. Leur superficie moyenne s'élevait à 7,8 ha. Les peuplements feuillus couvraient des superficies variant de 0,8 à 5,3 ha, les mélangés de 0,7 à 42,2 ha et les résineux (y compris les pessières noires), de 0,2 à 83,5 ha. L'abondance des peuplements de petites tailles illustrée à la figure 8 démontre l'aspect finement « mosaïqué » de la forêt vierge de la Forêt Montmorency.

Tableau 4. Proportion relative des types de peuplement forestier photo-interprétés pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929

Types de peuplement	Proportion (%)
Sapinière à sapin	61,8
Sapinière à épinette noire	10,6
Pessière noire à sapin	3,9
Pessière noire	2,9
Résineux (non distingués)	0,1
Sapinière à bouleau blanc	15,6
Bétulaie blanche à sapin	3,3
Mélangés (non distingués)	1,1
Bétulaie blanche	0,7

Figure 7. Secteur Montmorency. Types de peuplement en 1929.

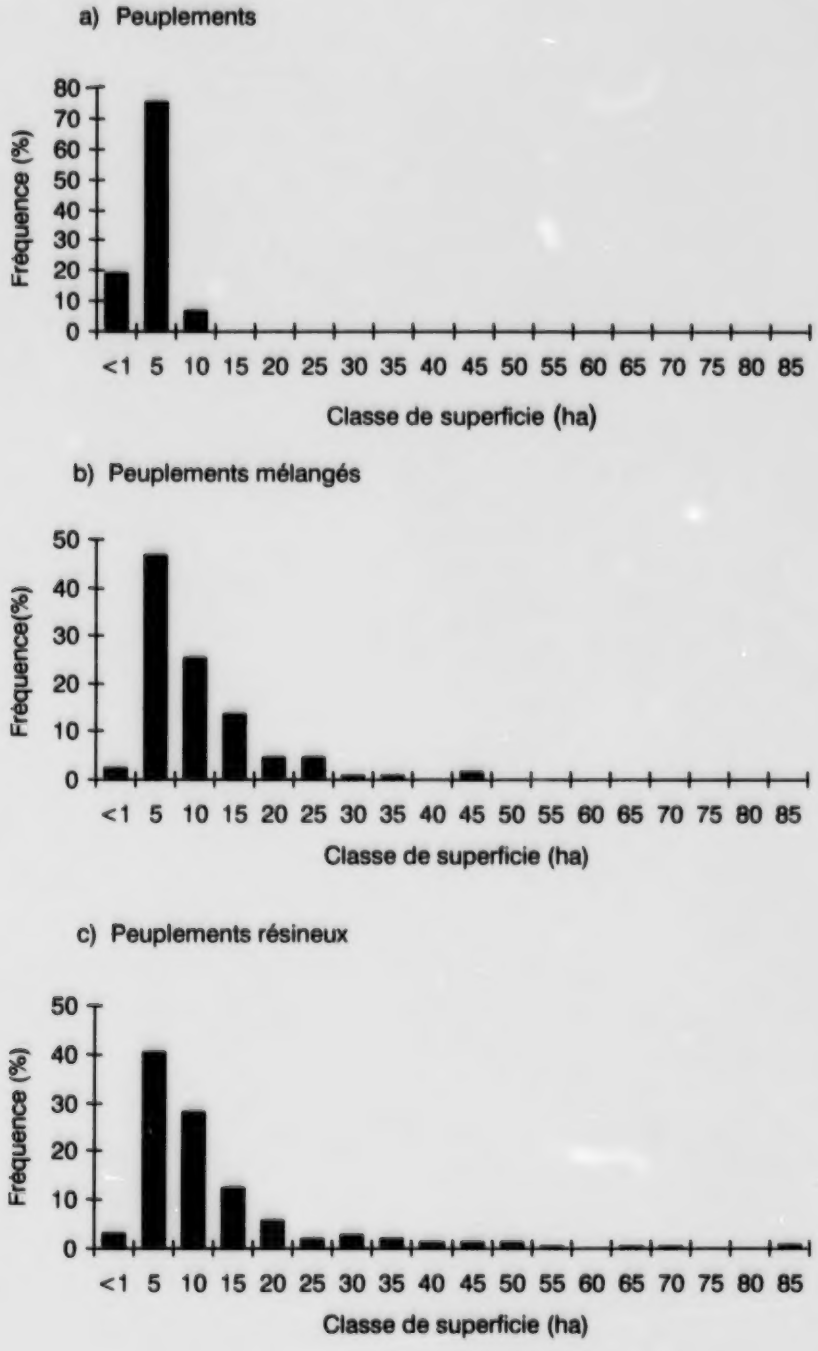


Figure 8. Distributions de fréquence des peuplements de la forêt vierge d'une portion de la Forêt Montmorency par classe de superficie en 1929 (a : feuillus, b : mélangés, c : résineux). Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

En ce qui a trait aux superficies couvertes par chacune des classes de superficie, il apparaît que les classes 10 et 15 ha représentaient à elles seules 45 et 35,8 % de la superficie des peuplements mélangés et résineux respectivement (Figure 9). Cependant, l'ensemble des peuplements résineux pouvait être divisé en trois catégories de taille, soit les peuplements plus petits que 10 ha, les peuplements compris entre 10 et 30 ha et les peuplements plus grands que 30 ha. Selon cette répartition, il ressort qu'une portion d'environ un tiers de la superficie totale des peuplements résineux se retrouvait dans chaque classe. Plus précisément, la première classe (< 10 ha) représentait 32,1 %, la deuxième (10 à 30 ha), 36,9 % et la dernière (> 30 ha), 30,9 % de la superficie des peuplements résineux. Par ailleurs, les plus grands peuplements résineux (classe de 85 ha) couvraient 6,1 % de la superficie de ce type de peuplement.

3.1.1.3 Répartition des classes d'âge

Bien qu'aucune donnée quantitative provenant d'inventaires n'ait pu être retracée concernant la répartition des classes d'âge de la forêt vierge de la Forêt Montmorency, l'interprétation de Hatcher (1960) laisse croire que cette dernière était plutôt mature ou surannée. Selon ce dernier, la majeure partie des peuplements se trouvait dans une phase de décrépitude plus ou moins avancée. Les sapins étaient âgés de 50 à 100 ans, la majorité se situant entre 60 et 90 ans. La plupart des épinettes dépassaient 100 ans, alors que certaines avaient 200 ans (Hatcher 1960).

Malgré que le sapin baumier ne soit pas reconnu pour être une espèce très longévive, l'âge maximal rapporté pour cette essence s'élève à 200 ans (Frank 1990). Dans une étude réalisée dans des sapinières boréales vierges au Québec, les plus vieux sapins, regroupés dans une classe d'âge de 161 ans et plus, avaient un âge moyen de 175 ans au DHP (Lavallée 1986). Pour sa part, Blais (1965), dans son étude dendrochronologique réalisée dans la Réserve faunique des Laurentides, n'a pu trouver de sapins âgés de plus de 140 ans. En ce qui a trait aux épinettes blanches par contre, il a échantillonné des spécimens de plus de 200 ans, certains atteignant 280 ans. Ces dernières données se comparent à celles recueillies dans la présente étude, alors que certaines épinettes blanches récoltées pour construire la courbe dendrochronologique de la Forêt Montmorency étaient âgées de plus de 200 ans.

Les résultats de la photo-interprétation des photographies de 1929 permettent d'obtenir une image plus substantielle de la répartition des classes d'âge de la forêt vierge de la Forêt Montmorency. Étant donné que l'interprétation des classes d'âge était essentiellement basée sur la hauteur des tiges, il est probable que l'âge de certains peuplements ait été sous-estimé. Néanmoins, si on définit les peuplements matures comme appartenant aux classes d'âge de 50 ans et plus et les peuplements surannés comme appartenant aux classes d'âge de 90 ans et plus, cette forêt apparaissait mature et surannée dans une proportion de 74,6 % (considérant les classes d'âge 50, 70, 90, 120, 50-70, 50-90, 70-50 ans et « vieux inéquiennes ») (Tableau 5). En ne prenant en compte que les plus vieilles classes d'âge, soit 90, 120 ans et vieux inéquiennes, 23,7 % des peuplements de la forêt vierge de la Forêt Montmorency pouvaient être considérés surannés. Les jeunes peuplements (classe 10 ans) représentaient pour leur part 8,3 % des peuplements. La figure 10 illustre la répartition des différentes classes d'âge équiennes. Il est également intéressant de noter la proportion non négligeable de peuplements irréguliers ou bi-étagés.

La répartition des classes d'âge par type de peuplement indique que les sapinières à sapin étaient concentrées dans les classes 50 et 70 ans, bien qu'une proportion importante (21,2 %) de celles-ci étaient surannées (classe 90, 120 et « vieux inéquiennes ») (Tableau 6). Les sapinières à épinette noire étaient pour leur part plus âgées, alors que les pessières noires se concentraient dans les classes d'âge supérieures. Enfin, les peuplements mélangés et feuillus se retrouvaient principalement dans les classes d'âge de 50 et 70 ans. N'apparaissent pas au tableau 6, les peuplements tués par la TBE ou renversés par le vent et dont la régénération n'avait pas atteint 1,5 m. Aucun type de couvert ni classe d'âge ne leur ont été attribués conformément aux normes de photo-interprétation (MRNQ 1995), mais ils peuvent être considérés avec la plus jeune classe d'âge. Ces peuplements représentaient 7,6 % du secteur photo-interprété.

La représentation spatiale de la répartition des classes d'âge est illustrée par les figures 11 et 12. La matrice de la mosaïque naturelle était constituée des peuplements matures et surannés. Les jeunes peuplements étaient dispersés dans le paysage, si bien que les peuplements de tous âges et de diverses dimensions s'entremêlaient pour former la mosaïque de cette forêt vierge.

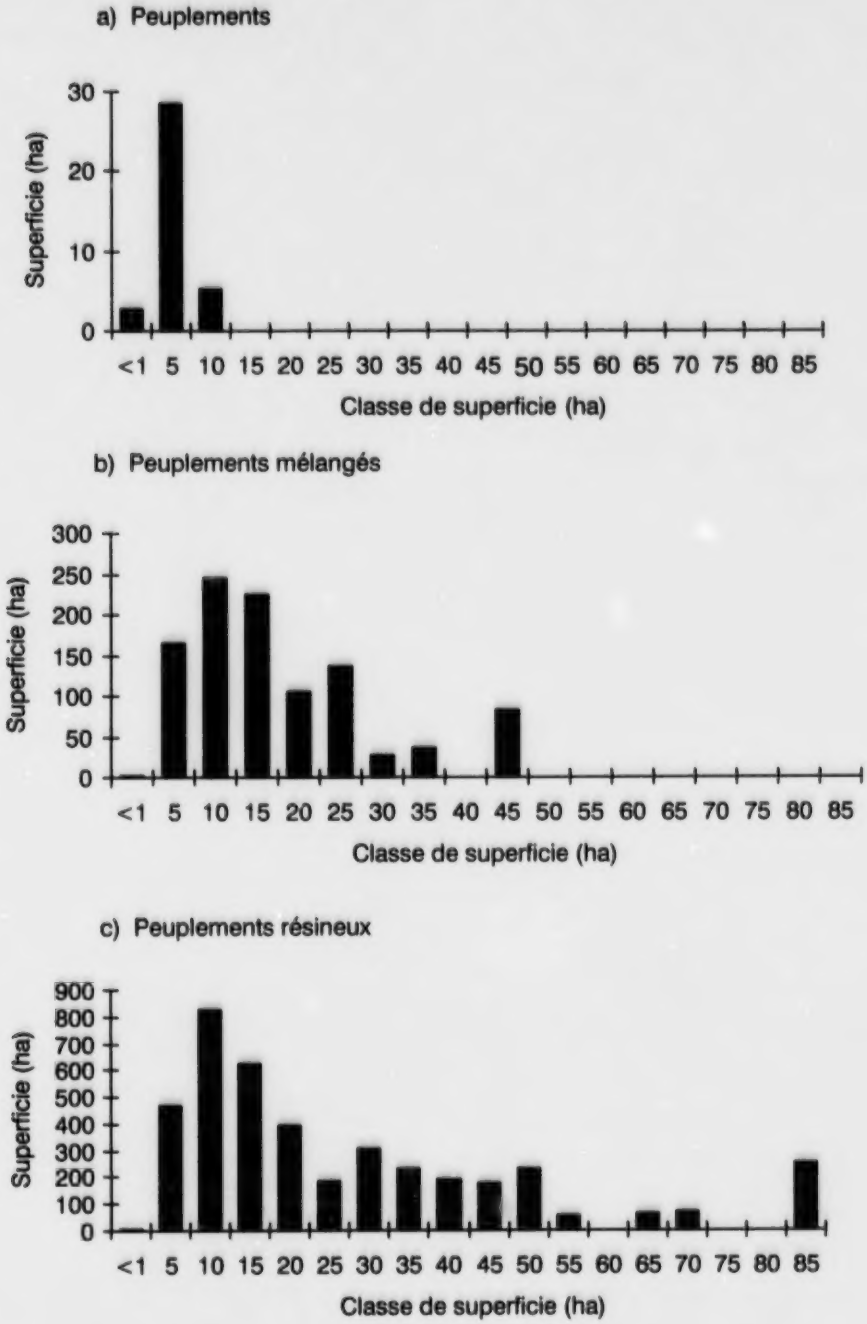


Figure 9. Distributions des superficies totales des peuplements de la forêt vierge d'une portion de la Forêt Montmorency par classe de superficie en 1929 (a : feuillus, b : mélangés, c : résineux). Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

Tableau 5. Répartition des différentes classes d'âge photo-interprétées pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929

Classes d'âge		Proportion (%)
Équiennes		
10[1]		8,3
30		8,6
50		20,6
70		23,6
90		13,8
120		7,3
	Total partiel	82,2
Irrégulières		
30-50		1,4
30-70		1,8
50-30		0,4
50-70		5,7
50-90		0,7
70-50		0,3
Jeunes inéquiennes		4,9
Vieux inéquiennes		2,6
	Total partiel	17,8

[1] Cette classe regroupe également les peuplements tués par la tordeuse ou renversés par le chablis.

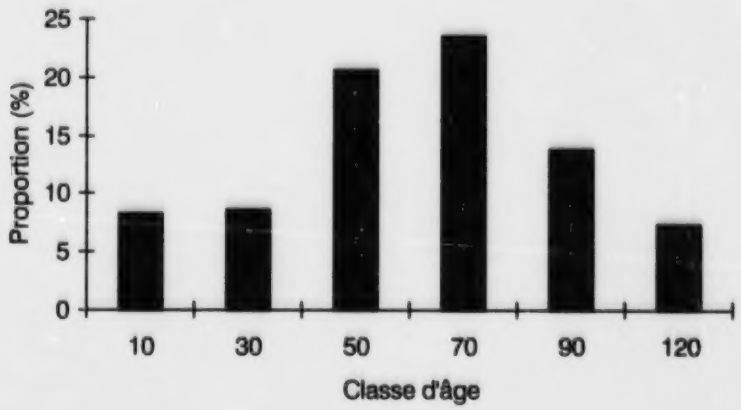


Figure 10. Répartition des différentes classes d'âge équiennes photo-interprétées pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929.

Tableau 6. Répartition des classes d'âge par type de peuplement d'une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency en 1929

Type de peuplement	Classe d'âge	Proportion (%) p/r au type de peuplement	Proportion (%) p/r à l'ensemble du secteur
Résineux :			
Sapinière à sapin	30	13,2	7,5
	50	31,6	18,0
	70	24,3	13,9
	90	15,1	8,6
	120	3,8	2,2
	30-50	0,3	0,1
	30-70	2,4	1,4
	50-70	0,7	0,4
	50-90	0,8	0,4
	Jeunes inéquiennes	5,7	3,3
	Vieux inéquiennes	2,3	1,3
Sapinière à épinette noire	30	3,2	0,3
	50	7,7	0,8
	70	17,1	1,7
	90	25,2	2,5
	120	19,1	1,9
	30-70	1,8	0,2
	50-90	2,5	0,2
	Jeunes inéquiennes	10,2	1,0
	Vieux inéquiennes	13,2	1,3
Pessière noire à sapin	70	11,8	0,4
	90	38,7	1,4
	120	39,4	1,4
	Jeunes inéquiennes	10,0	0,4
Pessière noire	90	33,3	0,9
	120	66,7	1,8
Résineux (non distingués)	10	100,0	0,1
Mélangés :			
Bétulaie blanche à sapin	50	13,1	0,4
	70	48,3	1,5
	90	6,1	0,2
	50-30	14,6	0,4
	70-50	10,4	0,3
	Jeunes inéquiennes	7,4	0,2
Sapinière à bouleau blanc	30	2,6	0,4
	50	9,4	1,3
	70	38,8	5,6
	90	2,1	0,3
	30-50	8,4	1,2
	30-70	2,0	0,3
	50-70	36,7	5,3
Mélangés (non distingués)	10	61,9	0,6
	30	38,1	0,4
Feuillus :			
Bétulaie blanche	50	7,2	0,05
	70	92,8	0,6

3.1.1.4 Structure des peuplements

Connaissant la composition en essences de même que la répartition des classes d'âge de la forêt vierge de la Forêt Montmorency, un autre élément important à considérer s'avère la structure des peuplements. Cette dernière peut jouer un rôle de premier ordre dans la sélection d'habitats pour certaines espèces fauniques et par conséquent, affecter la biodiversité (Hansen *et al.* 1991, Hunter 1990).

Plusieurs auteurs ont étudié la sapinière boréale. Certains l'ont décrite comme équienne (Baskerville 1975, 1986, MacLean 1984, Paillé 1968, Vézina et Paillé 1969), alors que d'autres la percevaient comme étant inéquienne (Hatcher 1955b, 1960, Smithers et Boynton 1950). Les résultats présentés dans cette section tentent d'apporter des éléments de réponse à la question suivante : la forêt vierge de la Forêt Montmorency était-elle équienne ou inéquienne ?

Afin d'analyser les distributions des diamètres, il était nécessaire d'utiliser certains critères objectifs. Ainsi, le paramètre de forme de Weibull (*c*) a fourni des indications sur le type de distribution obtenu. Lorsque $c < 1$, la distribution représente une courbe en J inversé. La distribution est exponentielle négative quand $c = 1$. Pour des valeurs de $c > 1$, la distribution est unimodale ; positivement asymétrique lorsque $1 < c > 3,6$, approximativement normale quand $c = 3,6$ et négativement asymétrique si $c > 3,6$ (Bailey et Dell 1973, Lorimer et Krug 1983). Le coefficient de kurtose (γ_2) a permis de déceler la présence de bimodalité. Lorsque $\gamma_2 \leq -1,2$, il y a présence indiscutable de bimodalité (Wyszomirski 1992). Enfin, l'indice de symétrie (I_s) a été utilisé en conjonction avec le paramètre de forme pour classer chacune des distributions selon les différents types possibles de distribution des diamètres. Pour des valeurs de I_s près de zéro, il s'agit de distributions exponentielles négatives. Des valeurs près de 0,5 représentent des distributions normales. Les distributions positivement asymétriques possèdent des valeurs de I_s entre 0 et 0,5 et les négativement asymétriques ont des valeurs de $I_s > 0,5$, avec un maximum théorique de 1 (Lorimer et Krug 1983).

Trois types de distribution des diamètres ont été obtenus à partir des données de la forêt vierge de la Forêt Montmorency ; il s'agit des distributions unimodales, irrégulières et en J inversé. Les figures 13 à 17 présentent les distributions des diamètres par type forestier et par regroupement (équienne-équienne, équienne-inéquienne et inéquienne-inéquienne), alors que le tableau 7 fournit les différents critères utilisés pour classifier chacune des distributions. Selon ces résultats, il appert que la distribution unimodale des diamètres était la plus fréquente dans la forêt vierge de la Forêt Montmorency. En fait, tous types forestiers confondus, elle représentait 59 % des parcelles échantillons étudiées. Une part importante des parcelles (39 %) présentait une distribution irrégulière des diamètres, alors que seulement 2 % montraient une distribution en J inversé.

L'interprétation en terme de structure d'âge à donner à chacune de ces distributions des diamètres est largement basée sur les résultats mettant en parallèle les distributions des diamètres et les structures d'âge de deux peuplements vierges actuels. Dans le premier peuplement mesuré (Archambault-1), le sapin présente une distribution des diamètres dont le paramètre de forme ($c = 1,2$) et l'indice de symétrie ($I_s = 0$) convergent vers une distribution en J inversé (Figure 18a). La structure d'âge illustre clairement un peuplement inéquienne (Figure 18b). Les tiges y sont âgées de 20 à 140 ans. La distribution des diamètres en J inversé du sapin peut alors s'interpréter comme indicatrice d'un peuplement inéquienne.

Bien que le sapin ne soit pas reconnu pour former des peuplements affichant des distributions des diamètres en J inversé, des distributions de ce genre ont déjà été observées pour cette essence (Dijkstra 1995, Hett et Loucks 1976). Également, Hughes (1964) a observé dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick des peuplements de sapin et d'épinettes qu'il qualifie d'inéquiennes. Cogbill (1982, 1985) a noté dans son étude sur les forêts laurentidiennes du Québec que certains peuplements de sapin montraient un remplacement continuel des vieux arbres, ce qui suggère la perpétuation de peuplements inéquiennes. Cependant, Baskerville (1961) a observé une distribution exponentielle négative des diamètres qui représentait des peuplements de sapin et d'épinettes d'âges variés et de toutes dimensions, mais pas de véritables peuplements inéquiennes. Les perturbations partielles, dont les épidémies légères de TBE et le chablis partiel, affectent fréquemment les sapinières (Brousseau 1926). Ces perturbations légères à petite échelle favorisent l'installation de nouveaux sujets dans ces peuplements, ce qui amène le développement d'une distribution des diamètres en J inversé.

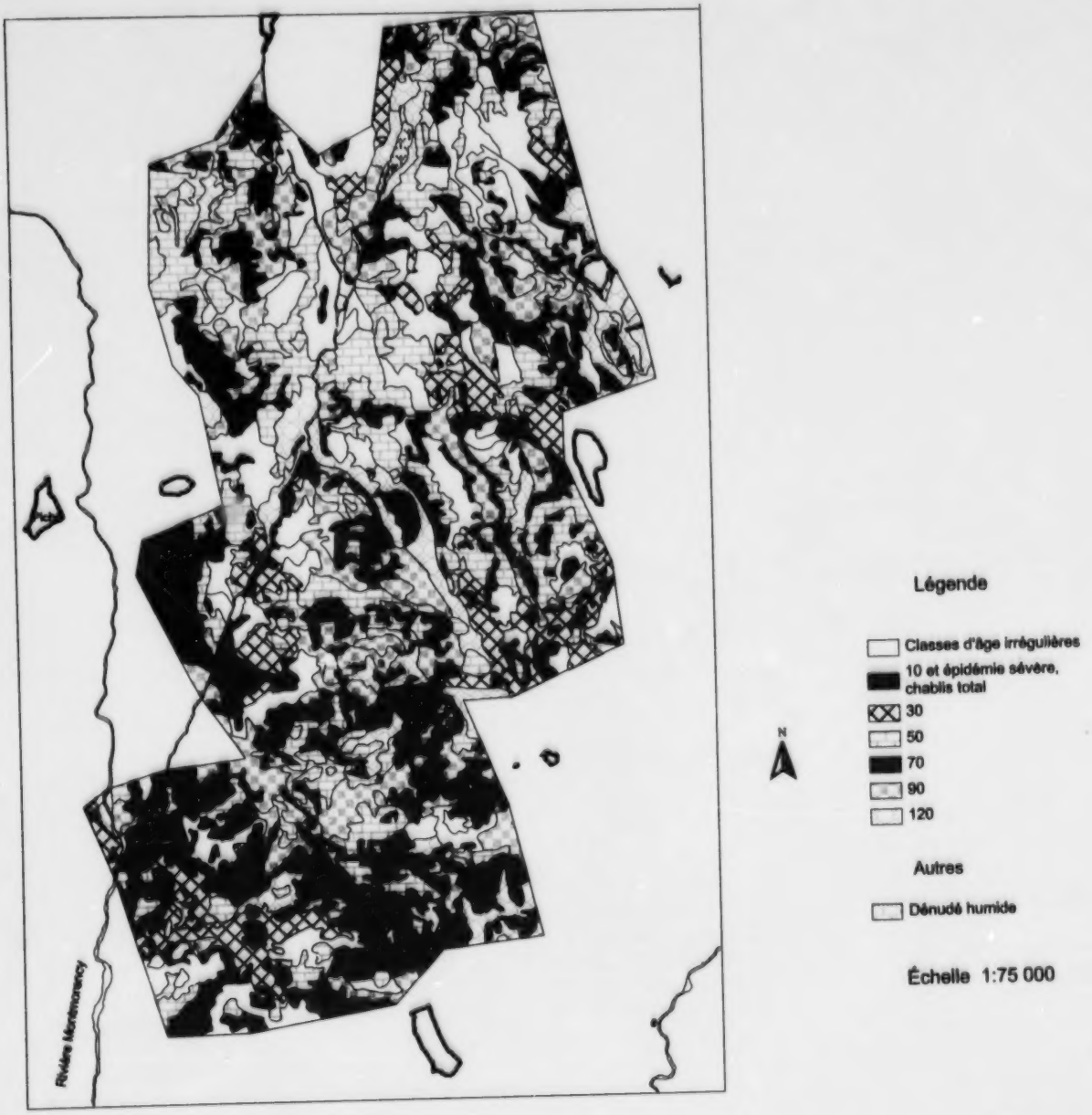


Figure 11. Secteur Forêt Montmorency. Classes d'âge en 1929.

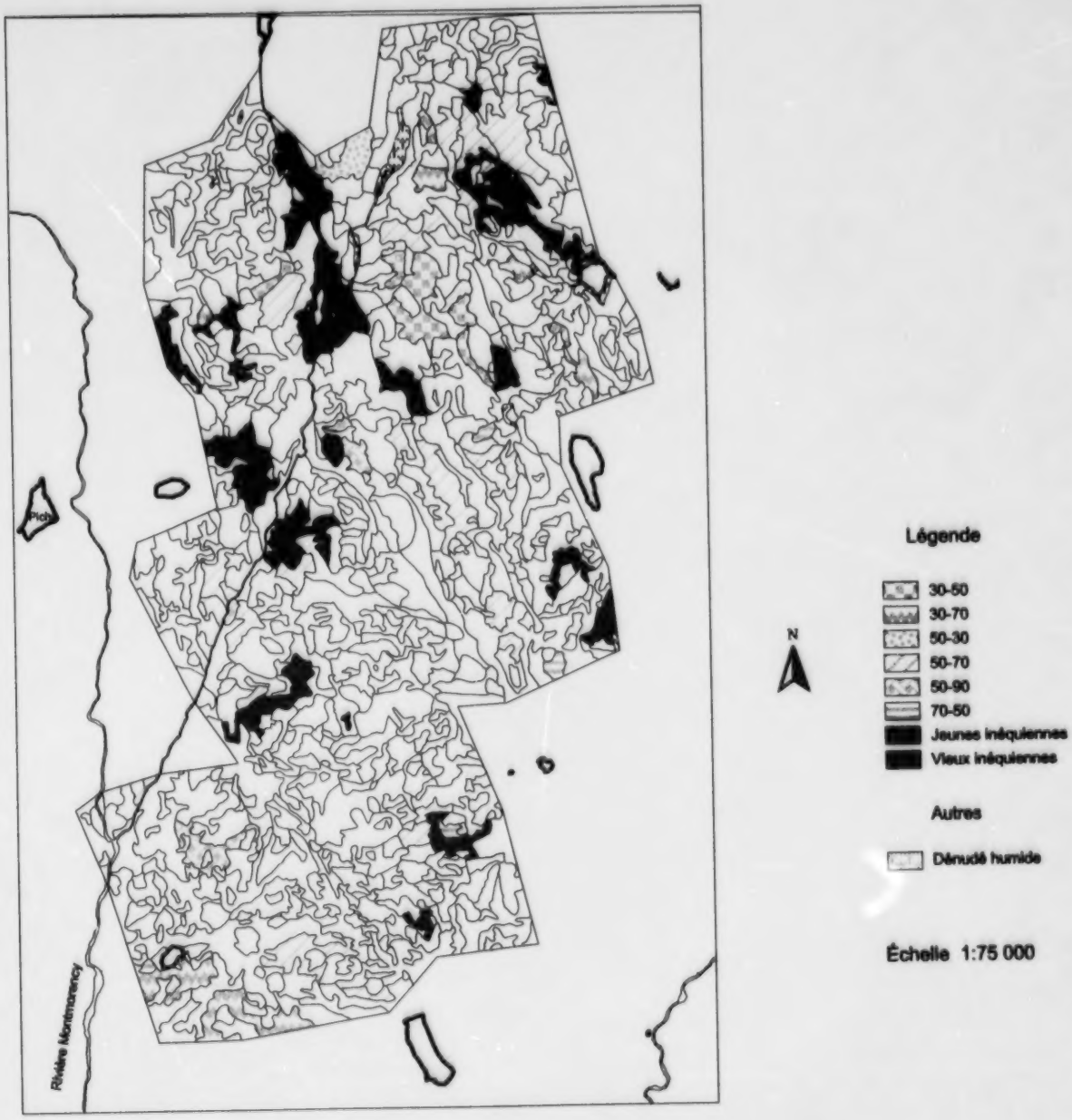


Figure 12. Secteur Forêt Montmorency. Classes d'âge irrégulières en 1929.

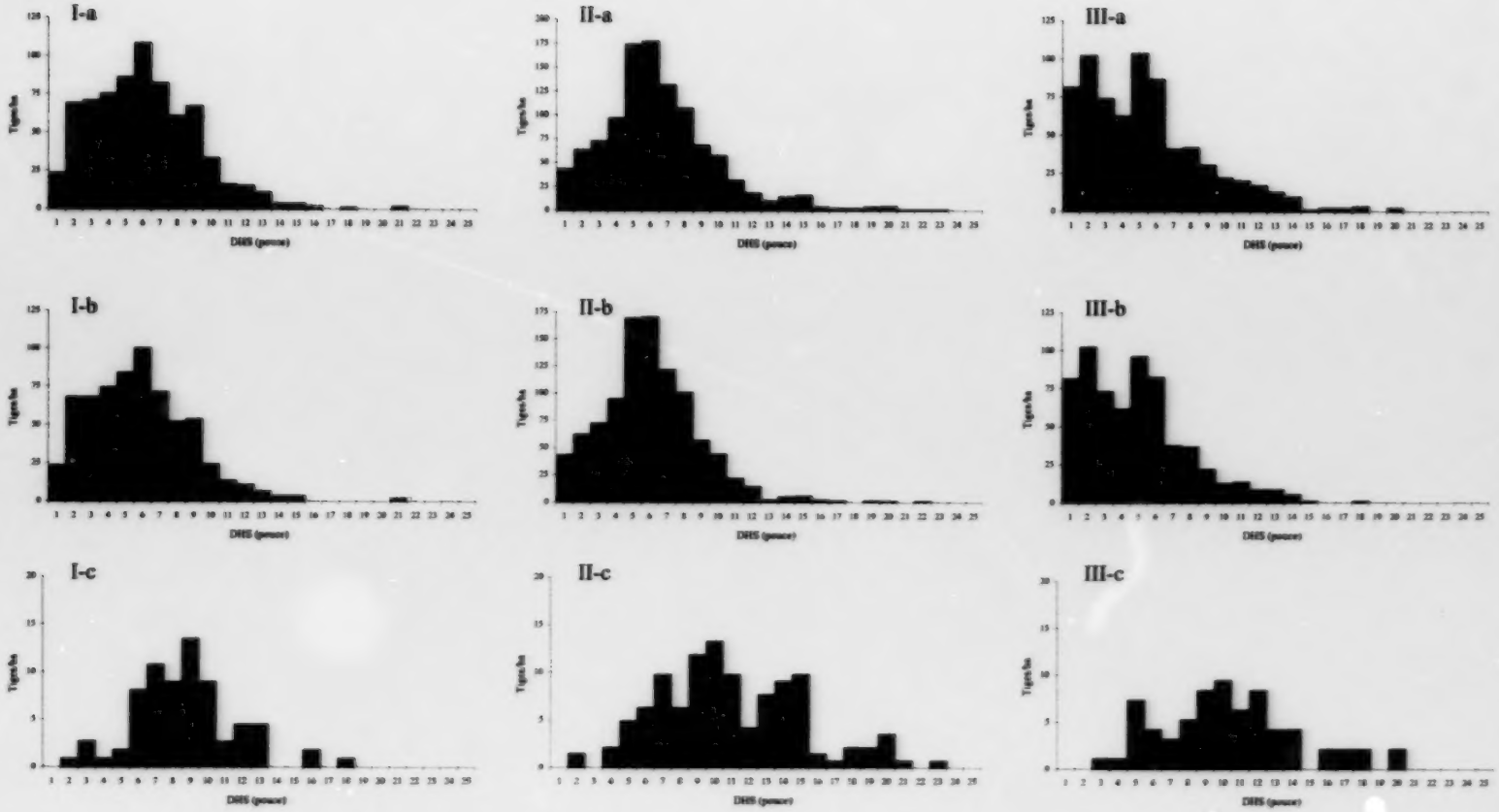


Figure 13. Distributions des diamètres pour le type forestier *Dryoptéris-Oxalis*. I- Regroupement équienne-équienne, II- Regroupement équienne-inéquienne, III- Regroupement inéquienne-inéquienne, a) Essences résineuses, b) Sapin baumier, c) Épinettes.

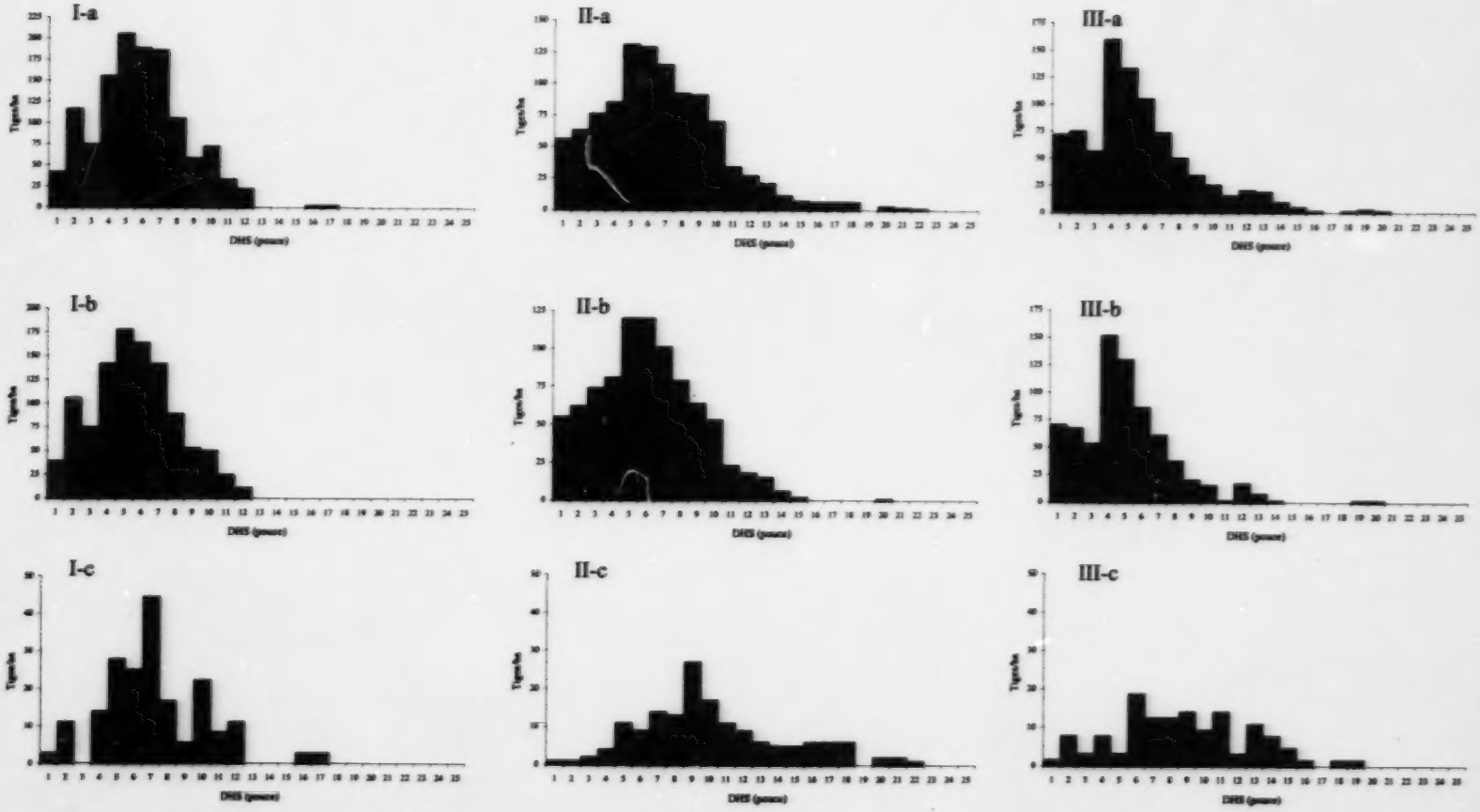


Figure 14. Distributions des diamètres pour le type forestier *Hylocomium-Oxalis*. I- Regroupement équienne-équienne, II- Regroupement équienne-inéquienne, III- Regroupement inéquienne-inéquienne, a) Essences résineuses, b) Sapin baumier, c) Épinettes.

L'autre peuplement (Archambault-2) présente une distribution des diamètres du sapin centrée sur la classe de 14 cm (Figure 19a). Le paramètre de forme (c = 2,3) et l'indice de symétrie (I_s = 0,6) indiquent une distribution unimodale. Sa structure d'âge reflète le développement d'un peuplement équienne (Figure 19b). Les tiges se sont installées majoritairement autour de l'année 1925. En fait, près de 70 % des tiges se sont installées entre 1915 et 1935. L'origine de ce peuplement est probablement liée à l'épidémie de TBE de 1909-1920. Par ailleurs, les tiges qui se sont installées autour des années 1955-1960 ont probablement pu le faire à cause d'une mortalité partielle du peuplement et de l'ouverture du couvert dues à l'épidémie de tordeuse des années cinquante.

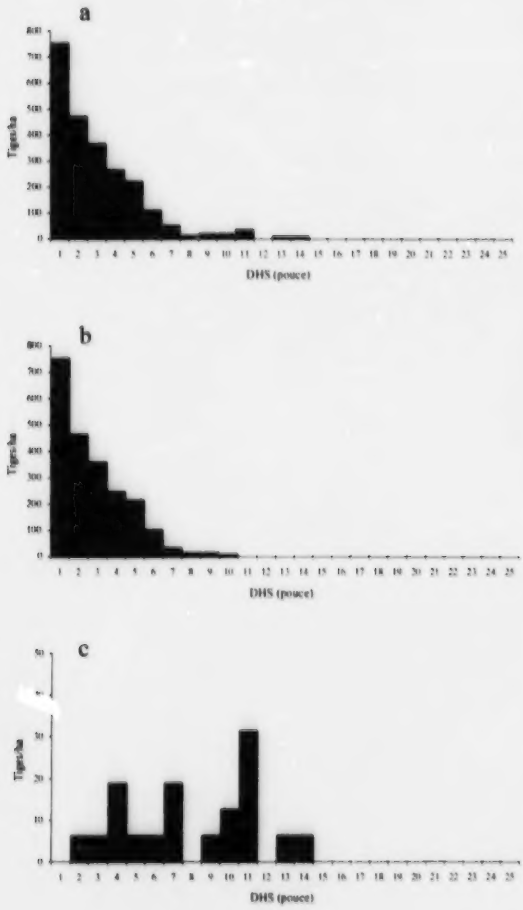


Figure 15. Distributions des diamètres pour le type forestier *Hylocomium-Oxalis*. Regroupement inéquienne classique. a) Essences résineuses, b) Sapin baumier, c) Épinettes.

Les distributions unimodales des diamètres représentent donc, selon notre interprétation, des peuplements dits équiennes formés d'une seule classe d'âge ; ces peuplements tireraient leur origine de perturbations naturelles majeures qui auraient tué les arbres de la strate supérieure et permis la croissance d'un nouveau peuplement (Oliver 1981) dont les tiges avaient un âge « libre de croître » très semblable. La dynamique naturelle habituellement reconnue pour la sapinière, c'est-à-dire une mort par peuplement et remplacement par une banque de semis pré-établis (Baskerville 1975, MacLean 1984) mène à ce type de structure d'âge. Les peuplements équiennes représentaient 59 % de la forêt vierge de la Forêt Montmorency.

Pour ce qui est de la distribution irrégulière des diamètres, les peuplements multicohortes représentent l'interprétation la plus plausible. Des perturbations partielles, même légères, peuvent provoquer des pics dans les distributions irrégulières des diamètres (Lorimer 1980). Les peuplements bi-étagés décrits pour la sapinière en sont un cas particulier (Ray 1955, Webb 1957). Ces peuplements bi-étagés ou même multi-étagés sont formés grâce aux perturbations naturelles modérées qui permettent à la régénération naturelle de s'installer et de se développer dans les trouées créées par ces perturbations ou en sous-étage des arbres intacts (Fajvan et Seymour 1993). Le développement de cette régénération, provoquée par l'ouverture de la canopée, produit une nouvelle cohorte d'arbres (Lorimer 1980, Morin 1994, Morin et Laprise 1997). Des études menées dans le Maine ont démontré qu'en absence de feux fréquents, les sapinières naturelles développent une structure multicohorte (Lorimer 1977, Seymour 1992). Ray (1955) décrit les peuplements bi-étagés dans son rapport d'établissement de l'Aire d'observation numéro 3 – Rivière Cyriac dans la Réserve faunique des Laurentides. Il écrit :

> *« The forest is over-mature, in places two storied ; many older trees died after the budworm epidemic at the turn of the century leaving spruce veterans over-topping younger stands of balsam fir. »*
>
> (Ray 1955 : 3-4)

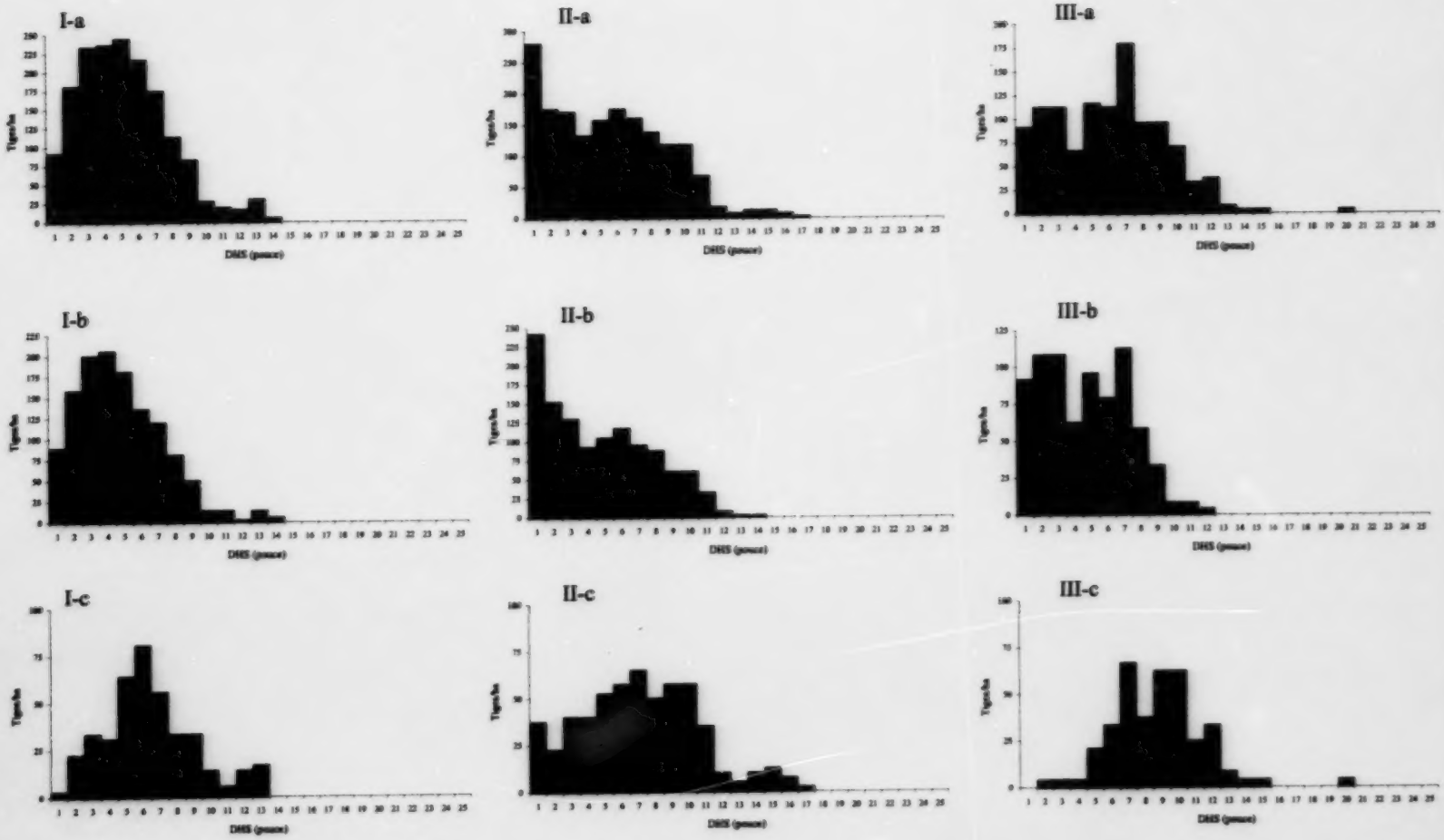


Figure 16. Distributions des diamètres pour le type forestier *Hypnum-Cornus*. I- Regroupement équienne-équienne, II- Regroupement équienne-inéquienne, III- Regroupement inéquienne-inéquienne, a) Essences résineuses, b) Sapin baumier, c) Épinettes.

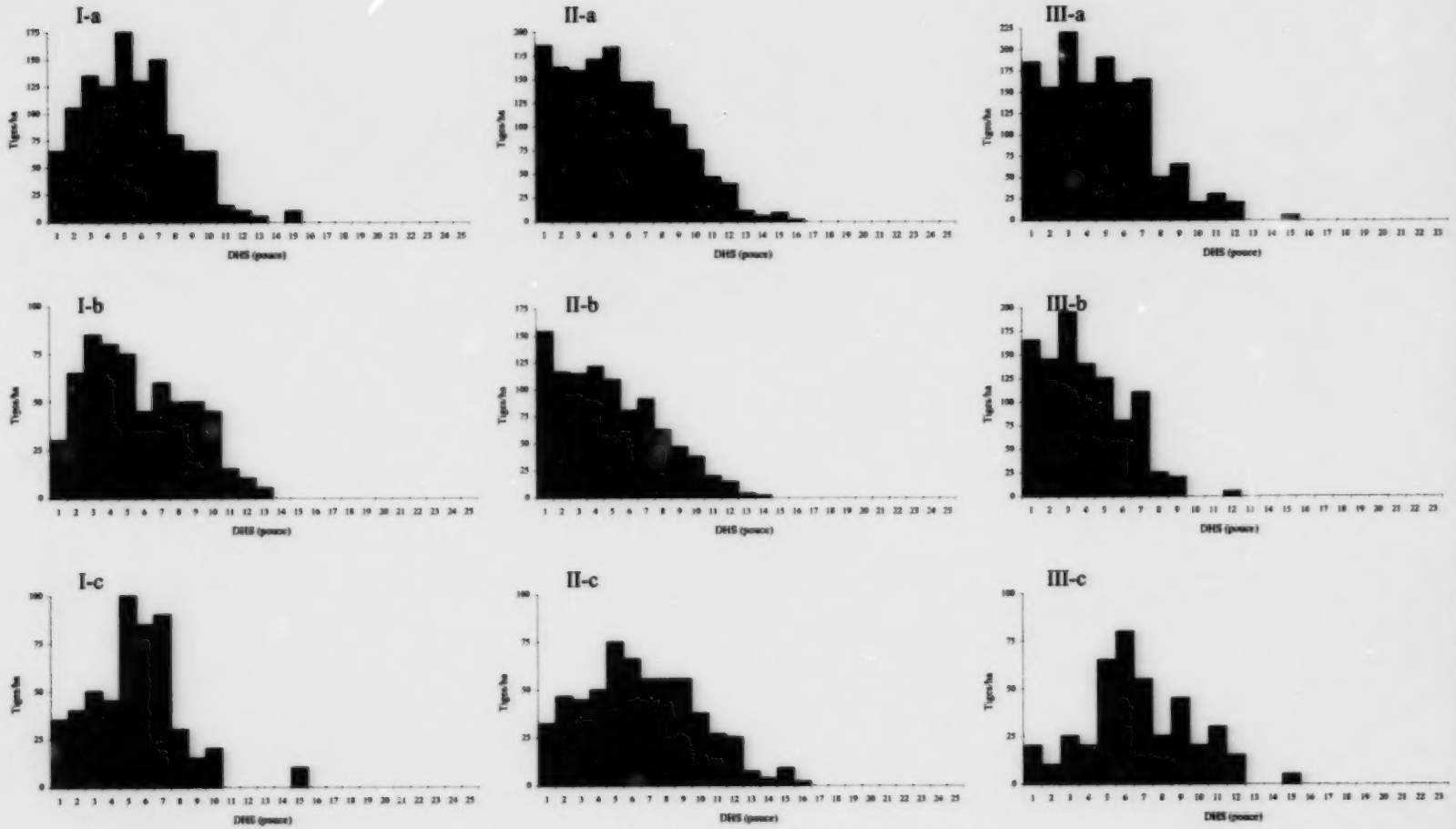


Figure 17. Distributions des diamètres pour le type forestier *Sphagnum-Cornus*. I- Regroupement équienne-équienne, II- Regroupement équienne-inéquienne, III- Regroupement inéquienne-inéquienne, a) Essences résineuses, b) Sapin baumier, c) Épinettes.

Tableau 7. Principales caractéristiques des distributions des diamètres obtenues pour chacun des regroupements

Type forestier	Groupe	Fréquence des parcelles (%) (n=191)	Distributions des diamètres											
			Résineuse				Sapin baumier				Épinette			
			γ_2	$\hat{c}$	I_s	Classification	γ_2	$\hat{c}$	I_s	Classification	γ_2	$\hat{c}$	I_s	Classification
Dryopteris-Oxalis	Équienne-équienne	14,7	1,2	2	0,44	Unimodale	1,5	2,1	0,47	Unimodale	1	3	0,55	Unimodale
	Équienne-inéquienne	18,9	2,3	2,3	0,4	Unimodale	2,1	2,1	0,47	Unimodale	-0,1	2,8	0,48	Unimodale
	Inéquienne-inéquienne	12,6	1,2	1,6	0,35	Irrégulière	0,8	1,6	0,12	Irrégulière	0,01	2,7	0,54	Unimodale
Hylocomium-Oxalis	Équienne-équienne	4,7	0,4	2,3	0,42	Unimodale	-0,4	2,2	0,42	Unimodale	1,2	3,4	0,56	Unimodale
	Équienne-inéquienne	13	1,2	1,8	0,31	Unimodale	0,1	2,1	0,39	Unimodale	0,02	2,4	0,43	Unimodale
	Inéquienne-inéquienne	8,4	1,7	1,6	0,27	Irrégulière	3,1	1,6	0,3	Irrégulière	-0,3	2,5	0,35	Unimodale
	Inéquienne classique	2,1	3,9	1,3	0,05	J-inversé	1	1,6	0,07	J-inversé	-1,2	2,3	0,78	Bi-modale
Hypnum-Cornus	Équienne-équienne	4,7	0,5	2,1	0,39	Unimodale	0,8	1,8	0,36	Unimodale	0,1	2,5	0,44	Unimodale
	Équienne-inéquienne	5,2	-0,4	1,6	0,04	Irrégulière	-0,8	1,2	0,04	Irrégulière	-0,2	1,8	0,44	Irrégulière
	Inéquienne-inéquienne	3,1	0,3	1,6	0,56	Irrégulière	-0,8	2	0,76	Irrégulière	2,5	3,5	0,48	Unimodale
Sphagnum-Cornus	Équienne-équienne	2,6	0,2	2,3	0,42	Unimodale	-0,8	2,3	0,23	Unimodale	2	2,4	0,47	Unimodale
	Équienne-inéquienne	7,3	-0,4	1,6	0,04	Irrégulière	-0,4	1,7	0,04	Irrégulière	-0,4	2	0,35	Unimodale
	Inéquienne-inéquienne	2,6	0,2	1,7	0,23	Irrégulière	-0,1	2,1	0,32	Irrégulière	0	2,7	0,47	Unimodale

γ_2 : Coefficient de kurtose ; $\hat{c}$: paramètre de forme de Weibull ; I_s : Indice de symétrie.

Vézina et Paillé (1969) mentionnent également la présence d'un sous-étage bien développé de jeunes sapins dans certains des vieux peuplements qu'ils ont étudiés à la Forêt Montmorency. La présence de cette strate serait due aux chablis ayant ouvert la voûte forestière pour permettre le développement de la régénération pré-établie (Vézina et Paillé 1969). Morin (1994) a observé le développement de sapinières bi-cohortes ayant subi des mortalités partielles à la suite du passage de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean au Québec.

Selon les résultats des distributions des diamètres, les peuplements multicohortes se retrouvaient dans 39 % des cas dans la sapinière vierge de la Forêt Montmorency. Une certaine proportion (17,8 %) des peuplements du secteur photo-interprété de 1929 se sont vus assigner une classe d'âge irrégulière. Ce plus faible pourcentage comparativement aux interprétations tirées des distributions des diamètres peut s'expliquer par le fait qu'il est particulièrement ardu de bien distinguer les peuplements multicohortes sur les photographies aériennes. Malgré tout, ces résultats montrent que l'interprétation des distributions irrégulières des diamètres semble concorder avec une réalité perceptible sur les photographies aériennes.

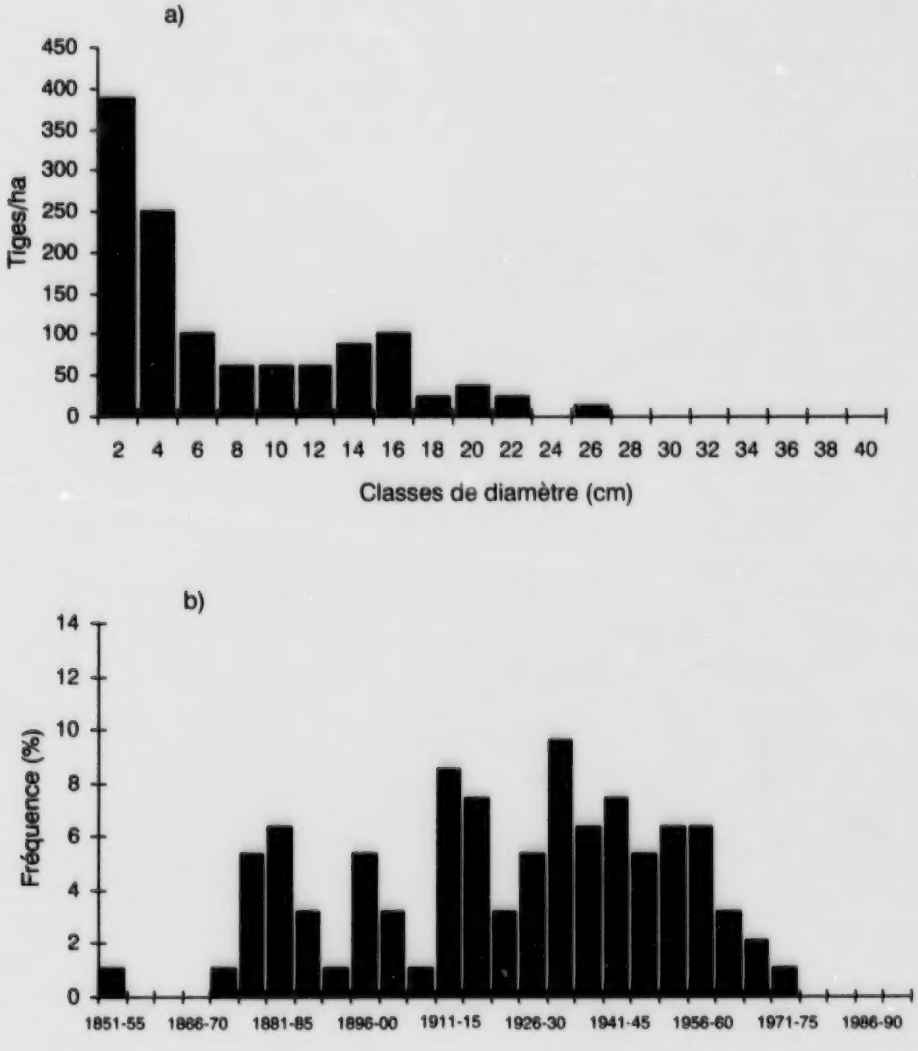


Figure 18. Distribution des diamètres (a) et structure d'âge (b) des sapins du peuplement vierge actuel Archambault-1.

3.1.1.5 Synthèse

À la lumière de ces résultats, il ressort que la forêt vierge de la Forêt Montmorency dans les années 1920-1940 était principalement composée de sapinières dans lesquelles les peuplements matures et surannés dominaient. De plus, une proportion non négligeable de peuplements arboraient une structure irrégulière. Enfin, l'assemblage des peuplements dans le paysage résultait en une mosaïque fine de peuplements ayant généralement moins de 20 ha.

3.1.2 Perturbations naturelles : nature et importance

Devant ces résultats, il y a lieu de s'interroger sur le type de régime de perturbations naturelles qui façonnait un tel paysage. Quelles étaient la nature et l'importance des perturbations naturelles dans la forêt vierge de la Forêt Montmorency ?

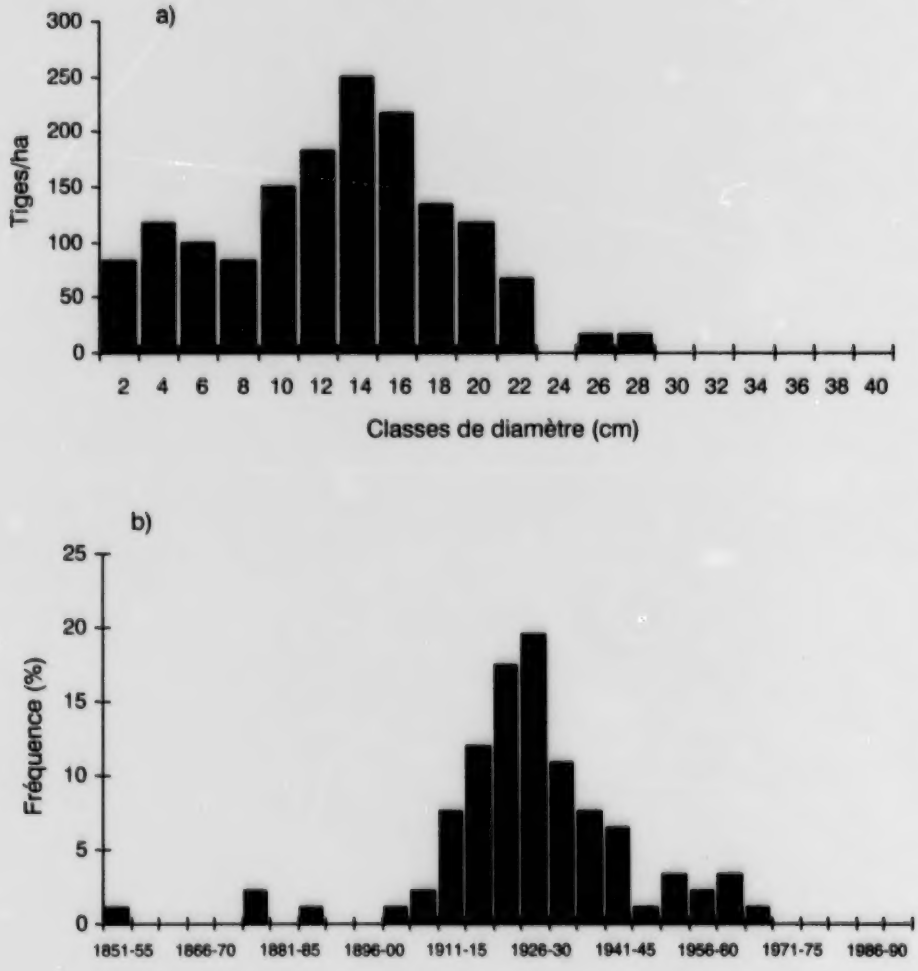


Figure 19. Distribution des diamètres (a) et structure d'âge (b) des sapins du peuplement vierge actuel Archambault-2.

3.1.2.1 Le feu

HATCHER (1960) souligne qu'environ 25 % de l'Aire d'observation numéro 2 avait été classé comme tirant son origine d'un feu. Lors du remesurage du dispositif en 1958, une proportion élevée de bouleau blanc le laissait supposer. Cependant, malgré un examen attentif du sol, aucun fragment de charbon de bois n'a pu être retracé (HATCHER 1960). De tous les inventaires réalisés à la Forêt Montmorency depuis sa création, des fragments de charbon de bois ont été retrouvées dans un seul peuplement (Louis BÉLANGER, comm. pers.). Bien que qualitative, cette observation laisse supposer que le feu semble avoir été un facteur de perturbation très marginal dans la Forêt Montmorency.

3.1.2.2 Le chablis

Des données précises sur le chablis n'ont pu être retracées pour la forêt vierge de la Forêt Montmorency. Toutefois, certaines descriptions laissent croire que le vent était un agent important de perturbation. Selon BROUSSEAU (1926), le chablis s'avérait la principale cause du renouvellement des forêts vierges du secteur englobant la Forêt Montmorency. Il agissait comme un facteur de régie sylvicole de ces forêts dans lesquelles les peuplements étaient continuellement renversés par le vent et remplacés principalement par une dense régénération pré-établie de sapin (BROUSSEAU 1926). Une carte d'une portion de la Forêt Montmorency, annotée par Brousseau et reproduite par VÉZINA et PAILLÉ (1969), l'illustre bien.

3.1.2.3 Historique des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette

L'analyse dendrochronologique menée à la Forêt Montmorency a permis de retracer les épidémies ayant sévi au niveau local. Ainsi, pour le XX^{e} siècle, la courbe dendrochronologique indicée à l'aide d'une régression polynomiale, volontairement tronquée à 1780, indique des ralentissements de croissance importants de 1912 à 1920, de 1942 à 1948, de 1951 à 1954, de 1977 à 1979 et finalement de 1981 à 1986 (Figure 20). Les diminutions de croissance associées à la tordeuse sont généralement graduelles au début, atteignent ensuite le point le plus bas et la reprise se fait de façon progressive (BLAIS 1962). La figure 21 illustre les années de réduction de croissance et de reprise. Les années 1913 à 1915, 1952, 1981, 1982 et 1984 montrent des réductions de 40 % et plus. Les fortes reprises de croissance se rencontrent suite à ces périodes, soit de 1916 à 1921, en 1955, de 1957 à 1959 et de 1987 à 1989. Compte tenu qu'habituellement, la première année de ralentissement de croissance important est enregistrée 2 à 4 ans après le début de l'infestation (BLAIS 1958, 1962, 1965), les épidémies auraient débuté à la Forêt Montmorency vers 1974, 1948 et 1909. La période de réduction de croissance pour l'épidémie de 1974 se serait poursuivie jusqu'en 1986 avec un certain répit en 1980, jusqu'en 1954 pour l'épidémie du milieu du siècle et jusqu'en 1920 pour l'épidémie de 1909.

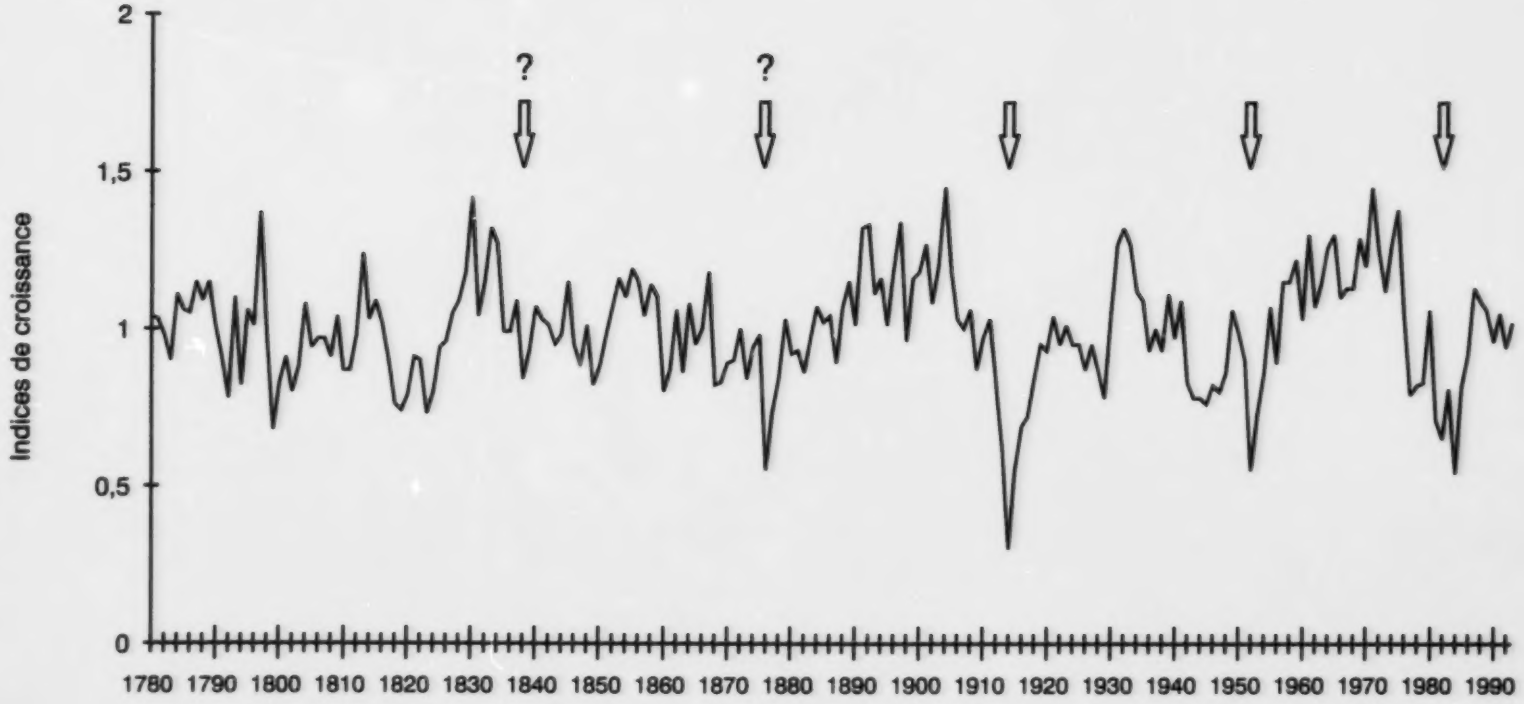


Figure 20. Courbe dendrochronologique indexée. Les flèches indiquent les périodes d'épidémie de TBE.

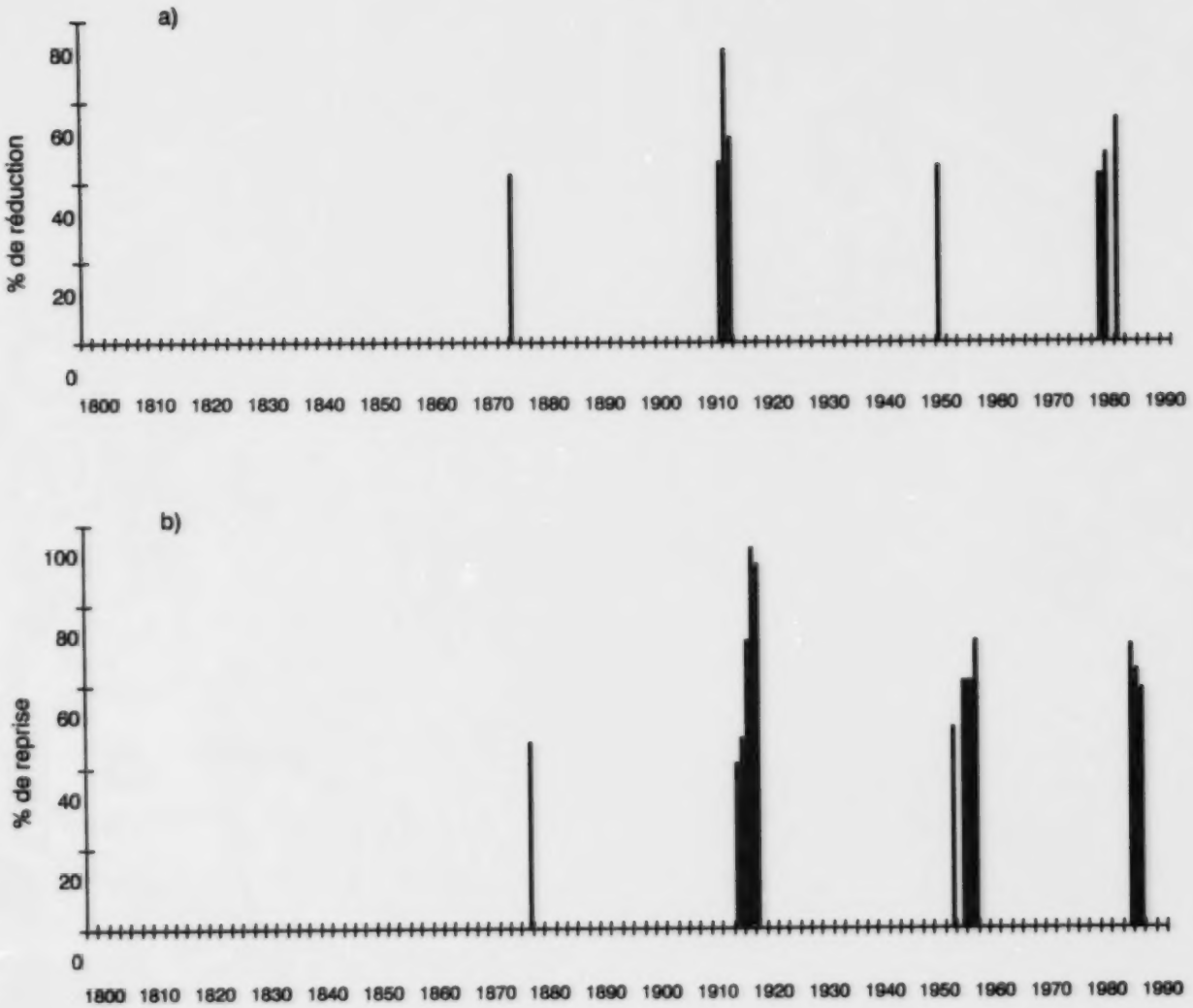


Figure 21. Réduction de la largeur des cernes due à une épidémie (a) et reprise après l'épidémie (b).

Pour le XIX^{e} siècle, des ralentissements de croissance sont notés entre 1799 et 1803, de 1817 à 1824 en deux vagues, de 1837 à 1840 et de 1876 à 1878. Certaines raisons incitent à la prudence quant aux conclusions à tirer pour le XIX^{e} siècle. Les arbres échantillonnés étaient d'abord plus jeunes et probablement sous couvert d'où une croissance plus difficile à interpréter. Aussi, la standardisation amplifie les variations interannuelles faiblement exprimées dans les courbes moyennes de chaque échantillon (Morin et Laprise 1990).

Le ralentissement de croissance important observé en 1876 invite au questionnement. Bien que la baisse de croissance soit prononcée, il est difficile de conclure de manière définitive à une épidémie de TBE puisque la chute de croissance est rapide et s'effectue sur un an seulement (Figures 20 et 21). Les courbes de croissance produites à différentes hauteurs le long de certaines tiges échantillonnées ainsi que les décomptes de trachéides n'ont pas permis de mettre clairement en évidence le passage de la TBE en 1876. Cependant, il semble évident qu'un événement est venu perturber la croissance des arbres à cette période. Si ce ralentissement de croissance est dû à une défoliation causée par la TBE, l'infestation a été de très courte durée. Compte tenu des données disponibles jusqu'à maintenant, il n'est pas possible de conclure de manière certaine à une épidémie de TBE en 1876 à la Forêt Montmorency.

On peut observer sur la courbe dendrochronologique une légère baisse de croissance en 1838 (Figure 20) ; elle pourrait correspondre à une épidémie identifiée par Blais (1965) pour la région. Toutefois, cette baisse semble trop faible pour qu'on puisse conclure de façon sûre à une épidémie de TBE dans le territoire de la Forêt Montmorency. Les arbres échantillonnés étaient à l'époque très jeunes et certainement sous couvert. Ces arbres ont alors moins subi les attaques des larves de tordeuse et, par le fait même, peu enregistré les variations de croissance dues à l'infestation. Pour ce qui est de l'épidémie de 1808 (Blais 1965), la courbe ne nous permet pas de conclure de façon satisfaisante pour les mêmes raisons évoquées ci-dessus.

3.1.2.4 Impact spatial des perturbations naturelles

Le régime de perturbations naturelles de la forêt vierge de la Forêt Montmorency étant mieux circonscrit, quel était son impact sur les paysages de la forêt vierge ?

Selon les résultats de la photo-interprétation des photographies aériennes couvrant l'ensemble de la Forêt Montmorency qui ont été prises en 1944 après l'exploitation forestière du territoire, la superficie totale couverte par les jeunes peuplements denses s'élevait à 1 161 ha et correspondait à 18,9 % de la superficie forestière productive actuelle de la Forêt Montmorency. Cette superficie reflète, selon notre postulat de départ, l'impact spatial des perturbations naturelles et plus particulièrement celui de l'épidémie de TBE de 1909-1920.

Comme le montre la figure 22, cette superficie s'avérait morcelée par zones de dimensions variables dispersées sur le territoire. Les zones perturbées couvraient des superficies allant de 0,04 ha à 58,8 ha (moyenne = 2,5 ha). Selon une distribution de fréquence du nombre de zones touchées par classes de superficie, la classe de moins de 1 hectare correspondait à 54 % du nombre total de zones perturbées réparties sur l'ensemble du territoire (Figure 23a).

En terme de superficie couverte, la classe de moins de 1 hectare représentait 9,4 % de la superficie totale affectée par les perturbations naturelles alors que la classe de 5 hectares représentait 32,3 %. Quelques grandes perturbations ont aussi été photo-interprétées ; regroupées dans une classe couvrant 45 hectares et plus, elles représentaient 13,2 % de la superficie totale affectée (Figure 23b).

Les données tirées de la photo-interprétation de la deuxième série de photographies aériennes datant de 1929 permettent en quelque sorte de valider les données tirées des photographies de 1944. Ainsi, l'épidémie de la TBE du début du siècle aurait tué 8,5 % de la superficie forestière, alors que les chablis totaux s'étendaient sur 0,2 % du secteur, sans compter les perturbations partielles qui s'avéraient très importantes. En fait, 39,2 % de la superficie avait subi une mortalité partielle due à la tordeuse et 0,1 % par chablis. Les figures 24 et 25 illustrent ces résultats.

Les zones perturbées prises individuellement couvraient des superficies variant de 0,3 à 27,1 ha (moyenne = 3,3 ha). La figure 26a montre que les zones de 1 à 5 ha étaient les plus fréquentes (60,8 %), alors que cette même classe de superficie correspondait à 43,2 % de toute la superficie renouvelée par les perturbations naturelles (Figure 26b).

Figure 22. Impact spatial des perturbations naturelles : jeunes peuplements en 1944.

Une superposition de la carte résultant de la photo-interprétation des photographies de 1929 sur la carte issue de l'interprétation des photographies de 1944 permet de constater que cette dernière a probablement surévalué l'impact des perturbations naturelles à certains endroits alors qu'à d'autres, elle n'a pas permis d'identifier le passage récent d'une perturbation naturelle (Figure 27). Malgré ces constatations, il demeure que plusieurs zones se superposent plus ou moins parfaitement. Deux explications sont possibles quant à une abondance et une superficie généralement plus grandes des perturbations photo-interprétées sur les photographies de 1944 comparativement à celles de 1929. Tout d'abord, certains peuplements qui apparaissaient partiellement tués par la tordeuse ou le chablis sur les photographies de 1929 ont pu être interprétés sur les photographies de 1944 comme de jeunes peuplements (issus de ces perturbations). Cette situation a pu se produire dans les cas où la régénération était déjà bien développée lors de la perturbation et que les quelques arbres restants ont été renversés par le vent entre les deux prises de photographies. De plus, il est possible que des chablis s'étant produit en bordure des peuplements tués aient provoqué un agrandissement de la superficie de ces peuplements et que, par conséquent, ces derniers apparaissaient plus grands en 1944.

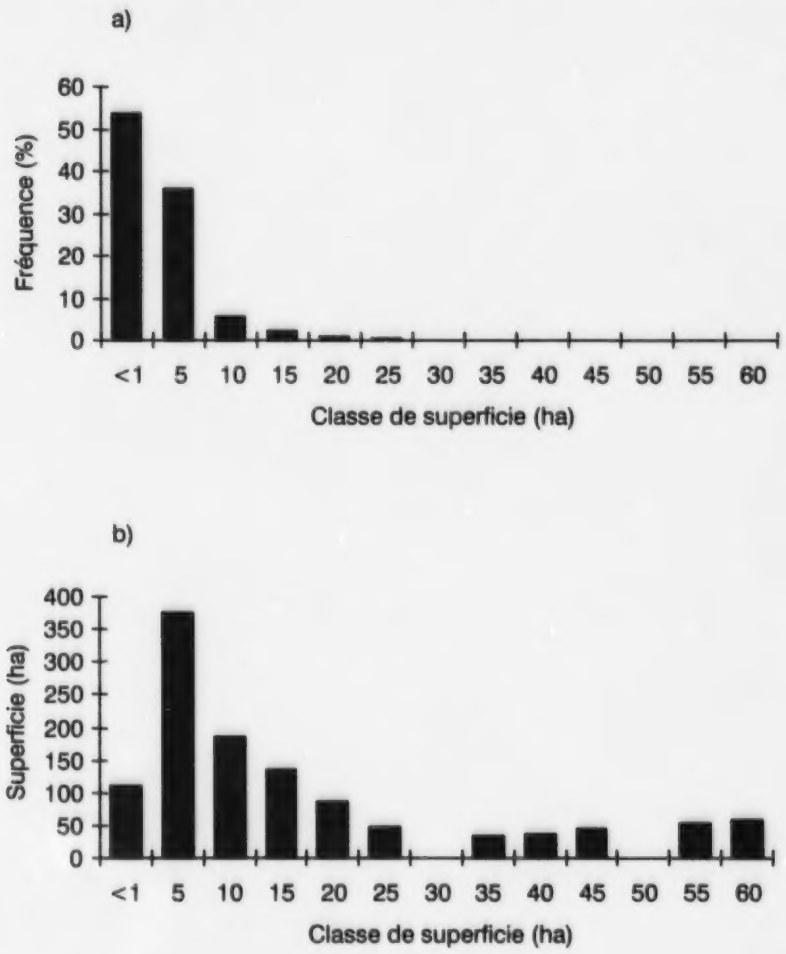


Figure 23. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des jeunes peuplements par classe de superficie en 1944 à la Forêt Montmorency. Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

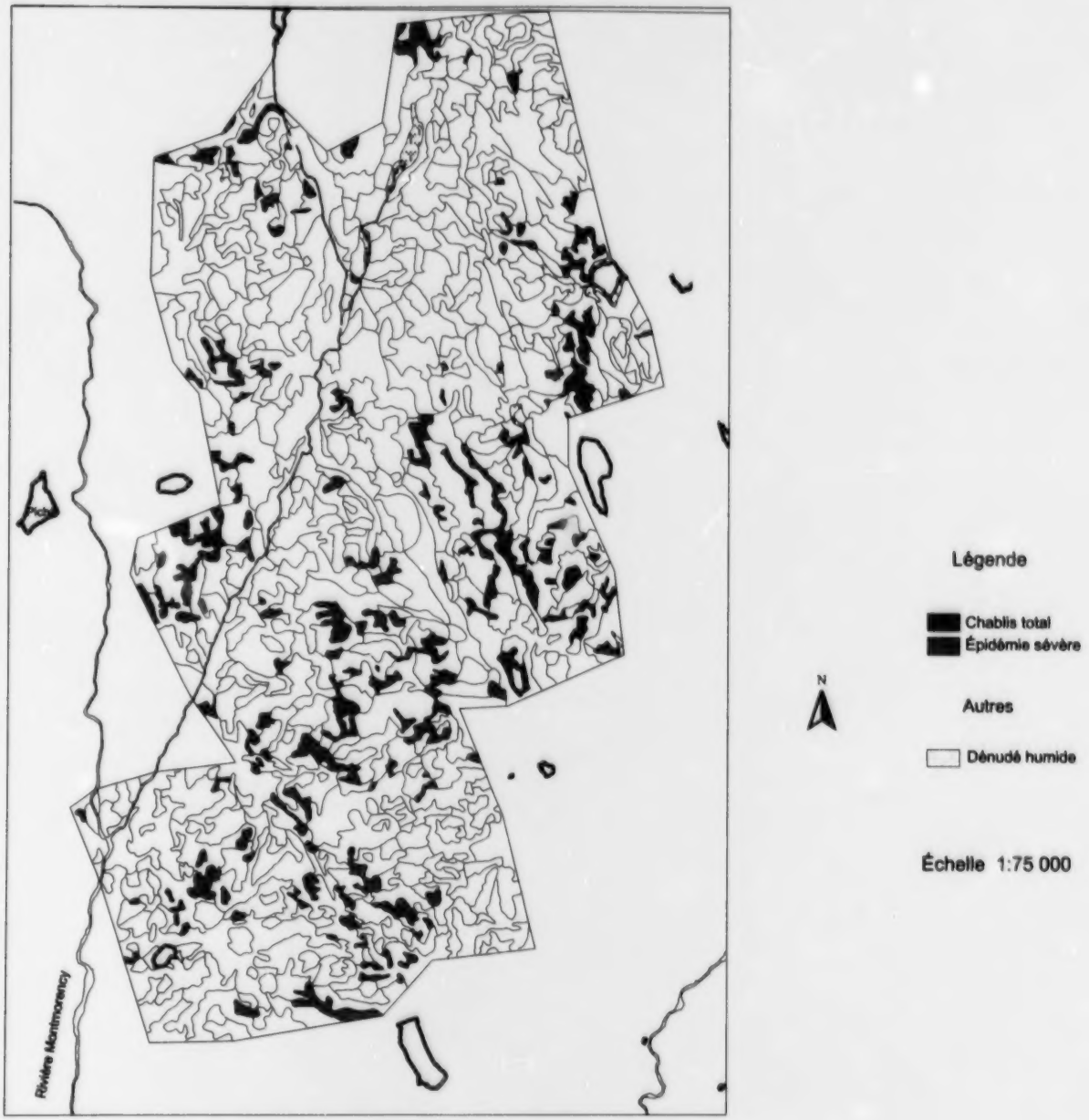


Figure 24. Secteur Forêt Montmorency. Perturbations naturelles en 1929.

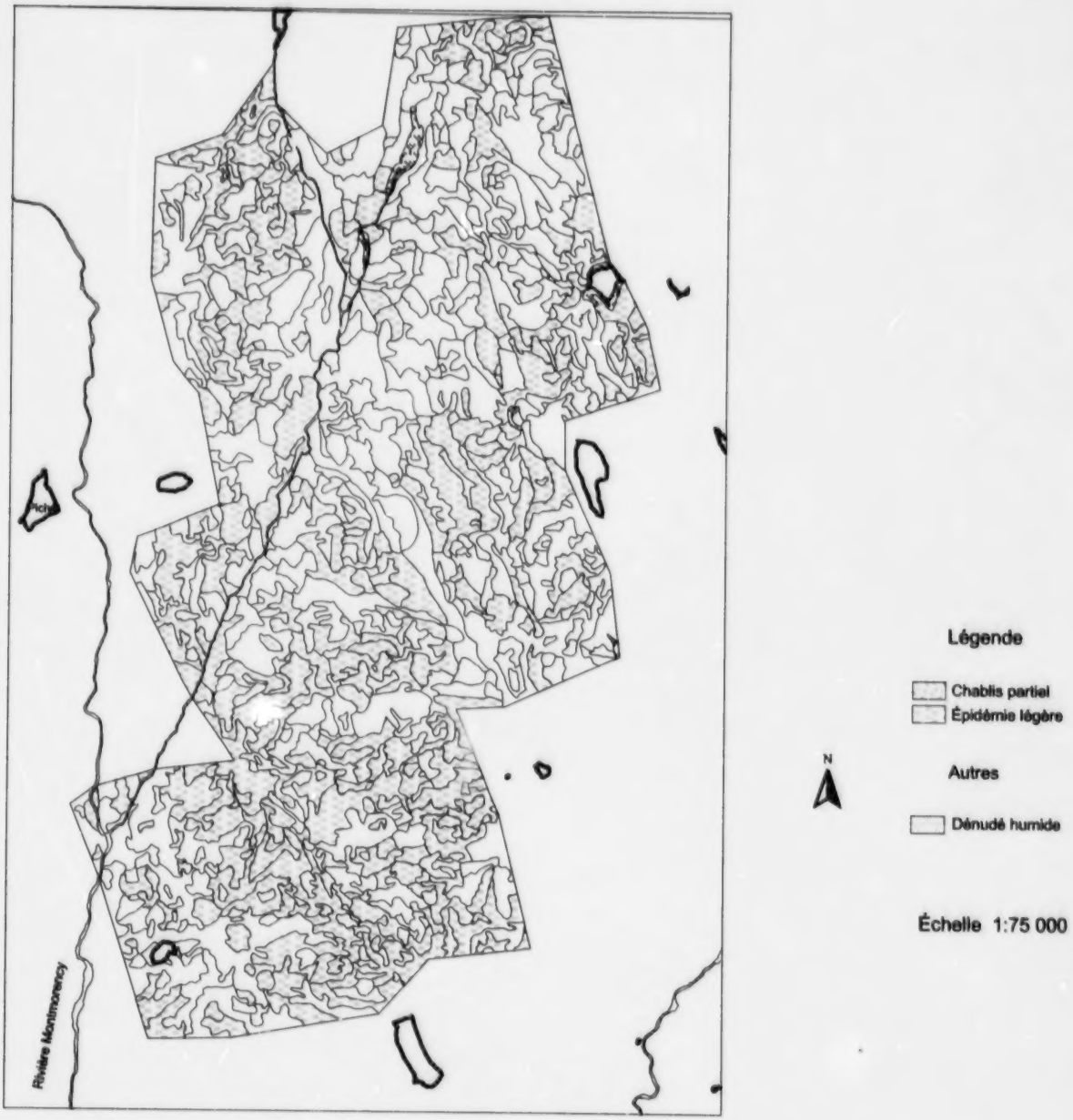


Figure 25. Secteur Forêt Montmorency. Perturbations partielles en 1929.

La non-superposition parfaite de certains peuplements peut s'expliquer par la méthode de restitution. Compte tenu du peu de points de repère disponibles sur les photographies, la tâche de restitution était plutôt ardue et certains peuplements, bien que pratiquement identiques en 1929 et 1944 quant à la forme, ont été décalés quelque peu dans l'espace. Enfin, certains peuplements tués par la tordeuse qui avaient une régénération déficiente ou qui ont connu des problèmes de compétition après l'ouverture subite du couvert ont pu ne pas être identifiés comme jeunes peuplements résineux denses sur les photographies de 1944. Compte tenu des résultats, il semble que le postulat de départ était valable jusqu'à un certain point et que la meilleure image de l'impact spatial des perturbations naturelles demeure l'interprétation des photographies de 1929 sur lesquelles les zones perturbées ont pu être bien circonscrites.

Finalement, les deux méthodes utilisées pour caractériser l'impact des perturbations naturelles arrivent aux mêmes conclusions. Les zones perturbées demeuraient sous-dominantes dans la sapinière vierge de la Forêt Montmorency (moins de 20 %) et les petites perturbations étaient très nombreuses, ce qui morcelait le paysage.

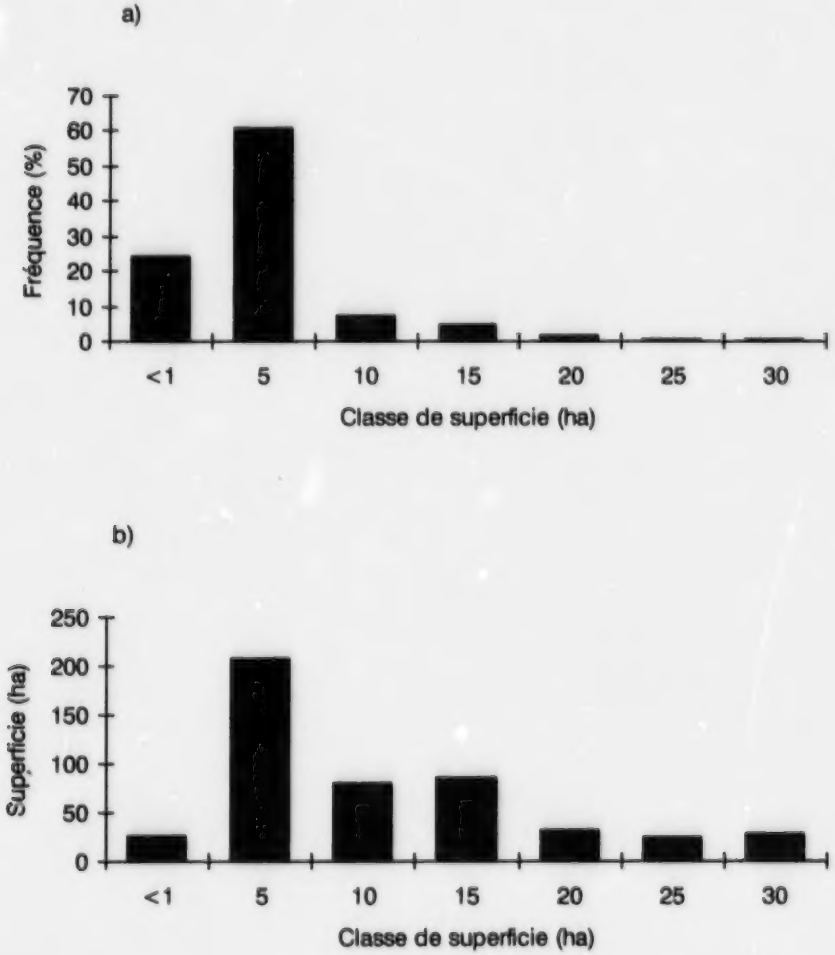


Figure 26. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des zones perturbées naturellement, par classe de superficie en 1929, pour une portion de la forêt vierge de la Forêt Montmorency. Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

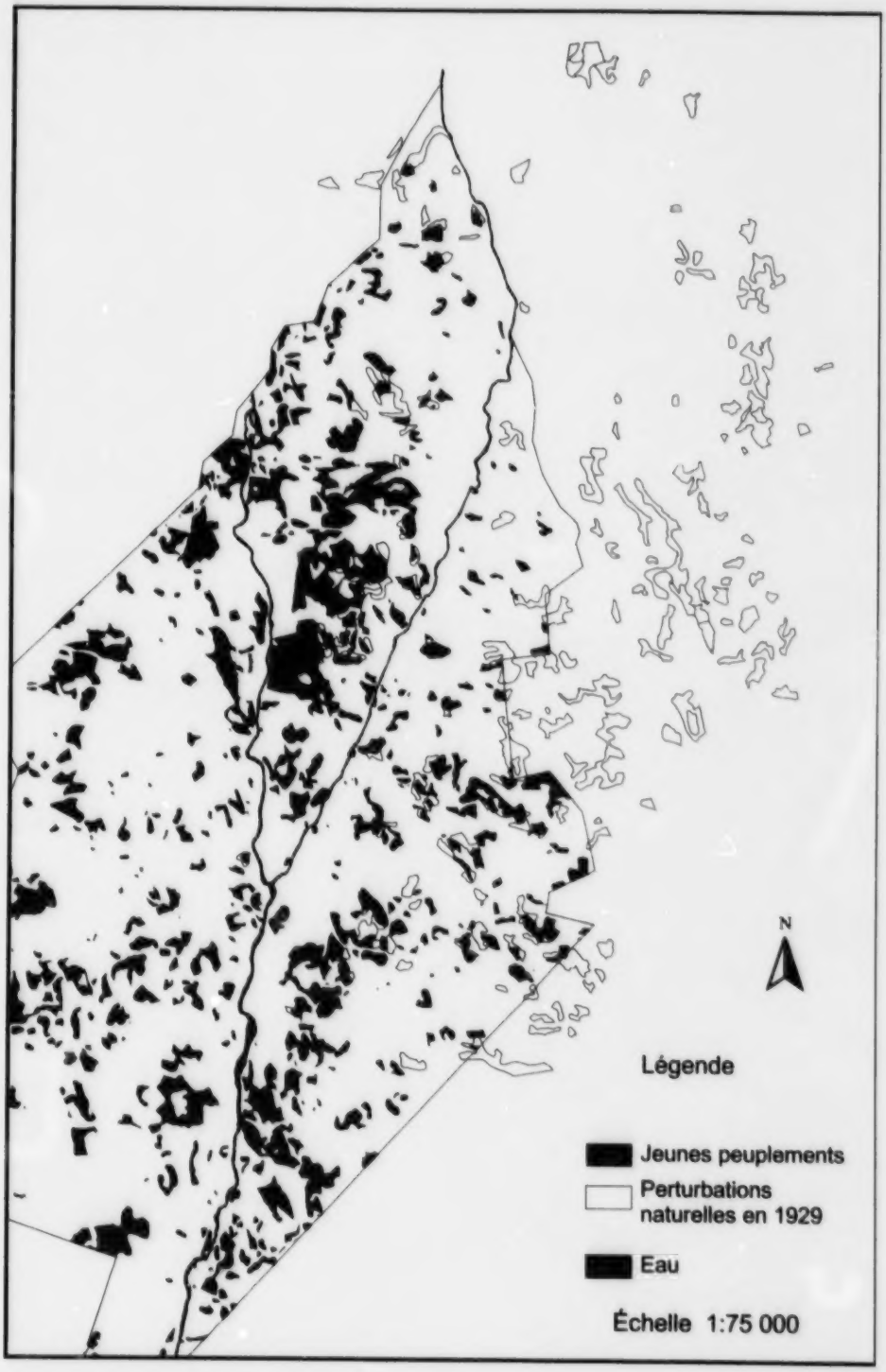


Figure 27. Superposition des perturbations naturelles de 1929 sur les jeunes peuplements de 1944.

3.1.2.5 Synthèse

Le régime de perturbations naturelles de la Forêt Montmorency était essentiellement associé aux épidémies récurrentes de la TBE ainsi qu'au chablis. Ce régime façonnait un paysage finement mosaïqué dans lequel les zones perturbées demeuraient sous-dominantes.

3.2 Au niveau régional (Réserve faunique des Laurentides)

Après ce portrait de la forêt vierge à une échelle locale, la deuxième partie des résultats permet d'élargir la perspective et de l'étendre à l'échelle de la Réserve faunique des Laurentides.

3.2.1 Une forêt similaire ?

Sur la base des résultats exposés dans cette section, des comparaisons pourront être faites entre la forêt vierge de la Forêt Montmorency et celle de sa région en termes de composition en essences et de répartition des classes d'âge. Il faut noter que la superficie totale sur laquelle reposent les données des trois concessions forestières de l'époque s'élève à environ 5140 km^2, soit plus de soixante-quinze fois le territoire actuel de la Forêt Montmorency.

3.2.1.1 Grands types de couvert forestier

La forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides se révélait être essentiellement résineuse (Tableau 8). En effet, selon les premiers inventaires qui y ont été réalisés, la superficie couverte par les peuplements résineux représentait de 64 à 84 % de la superficie forestière vierge selon les concessions considérées. Dans les inventaires, on dénommait « résineux » les sapinières à sapin et les sapinières à épinette, alors que les peuplements dominés par l'épinette noire étaient distingués en « pessières noires ». Ces dernières couvraient de 8 à 11 % de la superficie. En combinant ces deux types de couvert, on constate que la forêt vierge de cette région était résineuse dans une proportion de 75 à 94 % selon la portion de la Réserve faunique des Laurentides considérée.

Les peuplements mélangés, quant à eux, couvraient de 0,5 à 17 % de la superficie selon les concessions. Enfin, les peuplements feuillus représentaient de 4 à 14 % de la superficie des territoires inventoriés (Tableau 8). Ce dernier type de couvert se retrouvait majoritairement sur les sites ayant subi un incendie forestier et était essentiellement composé de bouleau blanc (Brousseau 1926, Wright 1930).

Tableau 8. Répartition des superficies (en %) par grands types de couvert forestier de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides ainsi que les valeurs minimales et maximales rencontrées à l'échelle des bassins et sous-bassins versants selon les inventaires et plans d'aménagement consultés

Type de couvert	*Anglo Can.* (1926)[1]			*Donnacona* (1930)[2]			*Price Brothers* (1940)		
		Min.	Max.		Min.	Max.		Min.	Max.
Résineux[3] (sapinières)	**77,9**	32,5	97,8	**83,6**	44	100	**63,8**	0,2	100,0
Pessières noires[4]	**7,8**	0	21,8	**9,9**	0	42	**11,4**	0	58,7
Mélangés[5]	**0,5**	0	2,2	**2,7**	0	12	**16,5**	0	76,0
Feuillus[6]	**13,8**[7]	0	56,1[7]	**3,8**	0	44	**8,3**	0	97,2

[1] Les valeurs minimales et maximales ont été évaluées selon des sections de territoire (*map sections*).
[2] Seule la partie boréale de la concession est ici considérée.
[3] Peuplements composés à 75 % et plus d'essences résineuses.
[4] Peuplements composés à 75 % et plus d'épinette noire.
[5] Peuplements dont la proportion de feuillus se situe entre 25 % et 75 %.
[6] Peuplements composés à 75 % et plus d'essences feuillues.
[7] Ces pourcentages représentent des superficies incendiées régénérées majoritairement en bouleau blanc.

Les territoires des concessions forestières étaient divisés selon les limites des bassins et sous-bassins versants. Les données des plans d'aménagement des concessions de la *Donnacona Paper Company* et de la *Price Brothers & Company* sont compilées selon ces divisions territoriales et permettent d'estimer les limites de variabilité de la forêt vierge de la région étudiée. Pour ce qui est de la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.*, une estimation similaire peut être faite à partir de portions de la concession (*map sections*). Le tableau 8 intègre les valeurs minimales et maximales de la proportion des types de couvert forestier compilées à l'échelle des bassins et sous-bassins versants.

En ce qui a trait à la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.*, les portions de territoire s'étendaient sur 75 km² en moyenne. Selon ce découpage territorial, la proportion de la superficie couverte par les peuplements résineux variait de 33 à 98 % (Figure 28) et s'élevait à plus de 65 % pour cinq des sept portions de territoire (Figure 29). Les pessières noires étaient moins importantes avec des proportions variant entre 0 et 22 %. Les peuplements mélangés s'avéraient très peu présents avec une proportion maximale de 2 % pour une portion de territoire. Enfin, les peuplements feuillus (représentés par de vieux brûlis régénérés en bouleau blanc [Brousseau 1926]) montraient une variabilité plus importante. Leur proportion s'étendait de 0 à 56 % de la superficie des portions de territoire (Figure 28).

Pour la concession de la *Donnacona Paper Company*, la proportion de la superficie couverte par les peuplements résineux était élevée à l'échelle des sous-bassins versants (25 km² en moyenne, n = 67) (Figure 30). Dans 88 % des cas, les sous-bassins versants présentaient une proportion en peuplements de sapin et d'épinette (excluant les pessières noires) dépassant 70 %, alors que 51 % des sous-bassins versants avaient 91 % et plus de leur superficie couverte par ces mêmes peuplements (Figure 31). Les peuplements mélangés et feuillus étaient beaucoup moins importants. La grande majorité (93 %) des sous-bassins versants ne présentaient pas de peuplements mélangés ou feuillus (Figure 31). Enfin, la variabilité rencontrée pour les types de couvert au sein des sous-bassins versants était plutôt limitée (Figure 30).

Dans le cas de la concession de la *Price Brothers & Company*, la variabilité observée entre les sous-bassins versants (25 km² en moyenne, n = 116) était plus importante (Figure 32). Quelques-uns montraient des proportions élevées de peuplements mélangés ou feuillus (Figure 32). Ces sous-bassins versants, situés en grande majorité près du lac Kénogami, se retrouvaient en plein coeur du domaine écoclimatique de la sapinière à bouleau jaune (Thibault 1985). Par conséquent, les peuplements mélangés et feuillus en occupaient une plus grande part. Des feux ayant affecté ces territoires pourraient aussi expliquer en partie ces résultats, mais les données disponibles ne permettent pas de démontrer hors de tout doute cette hypothèse. Toutefois, certains indices le laissent croire comme la description faite par Ray (1955) d'une partie du secteur :

> *« According to E. Menard, forester at the time with the Chicoutimi Pulp Company, fires burned extensively, between 1918 and 1920, from the Cyriac river to Lac Ha Ha, a distance of 20 miles. These fires probably started in cut-over. »*
>
> (Ray 1955 : 4)

Malgré cela, la proportion de la superficie occupée par les résineux dépassait 50 % pour 66 % des sous-bassins (Figure 33). Elle s'élevait à plus de 90 % pour 30 % des sous-bassins. Pour ce qui est des peuplements mélangés et feuillus, la majorité des sous-bassins versants en comptaient peu (Figure 33).

La photo-interprétation des photographies de 1929 du secteur Lac Champlain a permis d'obtenir une image de la distribution spatiale des types de couvert et de peuplement forestiers rencontrés dans une portion de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides autre que la Forêt Montmorency. Selon ces résultats, la forêt vierge était dominée par les peuplements résineux (60,8 %) (en excluant les pessières noires) (Tableau 9). Les pessières noires représentaient 16,9 % de la superficie du secteur. Cette proportion, tout en étant dans les limites de variabilité, est tout de même légèrement plus élevée que les valeurs moyennes de chacune des concessions forestières. Ceci s'explique probablement par le fait que ce secteur se situe à la jonction des domaines écoclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à épinette noire (Thibault 1985).

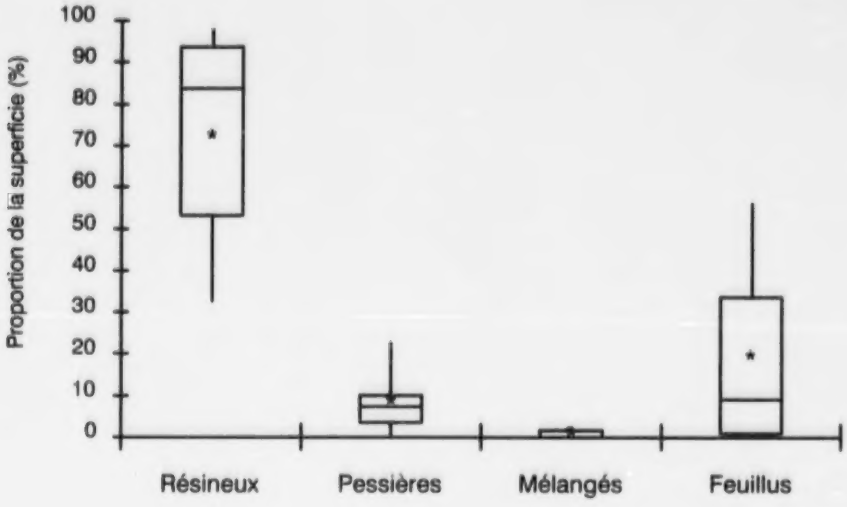


Figure 28. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les portions de territoire de la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* Les graphiques en *box-plot* montrent la médiane (barre horizontale à l'intérieur de la boîte), les 25e et 75e centiles (la boîte) et l'étendue des valeurs (ligne verticale). L'astérisque indique la valeur moyenne.

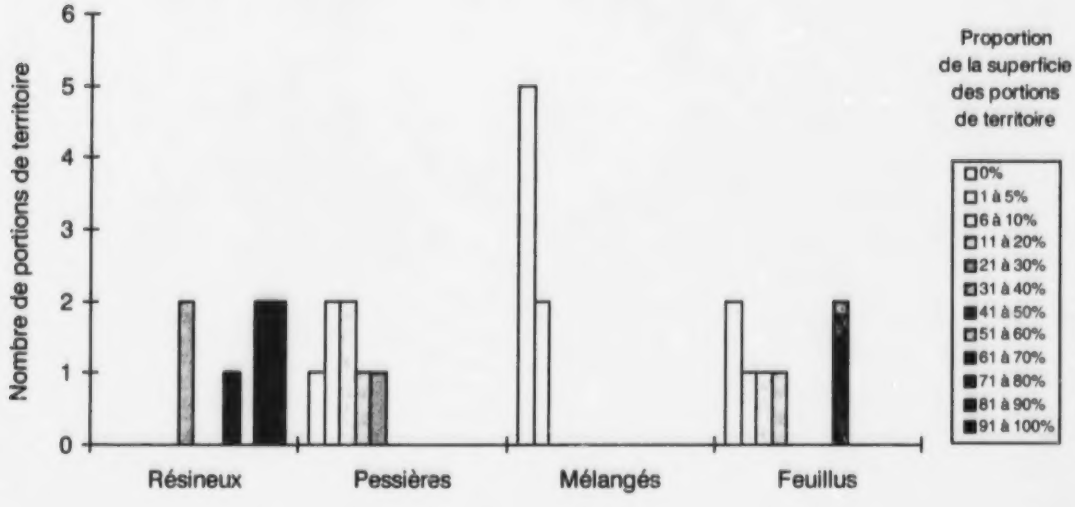


Figure 29. Répartition du nombre de portions de territoire (*map sections*) en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacune des sept portions de territoire de la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.*

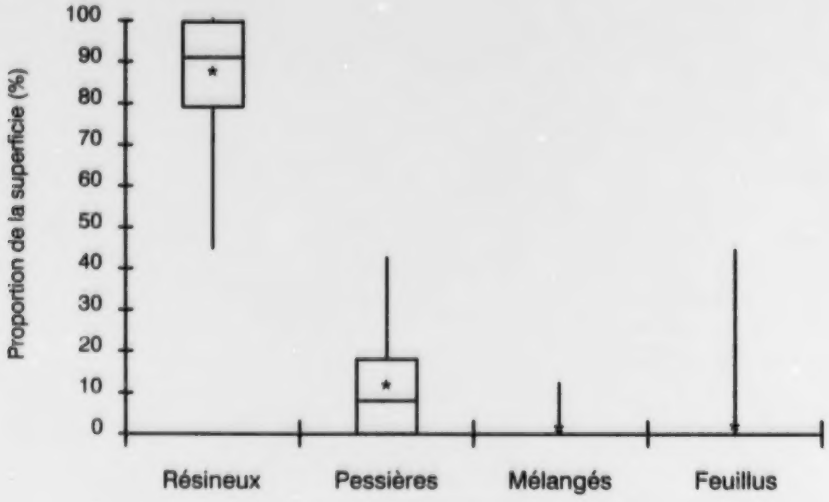


Figure 30. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les sous-bassins versants de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*. Les graphiques *box-plot* montrent la médiane (barre horizontale à l'intérieur de la boîte), les 25e et 75e centiles (la boîte) et l'étendue des valeurs (ligne verticale). L'astérisque indique la valeur moyenne.

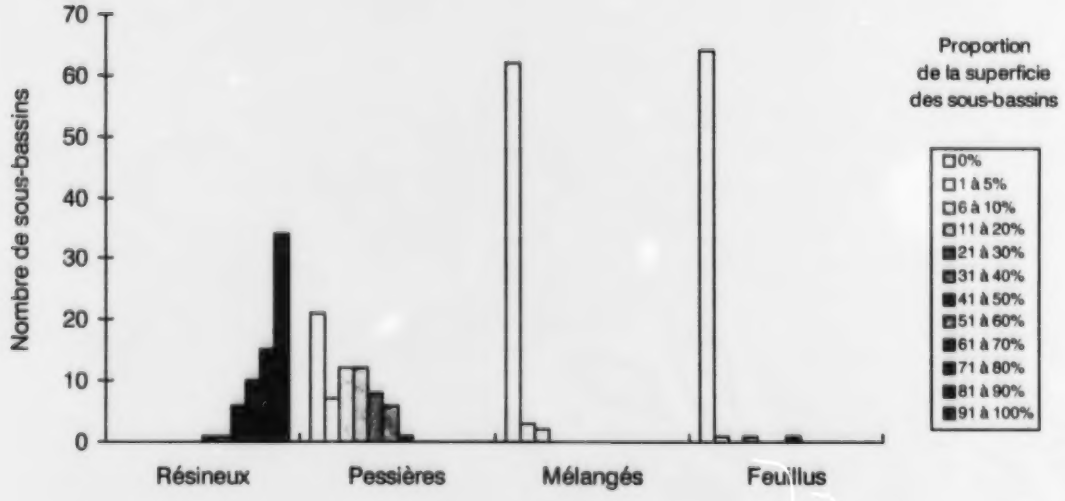


Figure 31. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacun des 67 sous-bassins versants de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*.

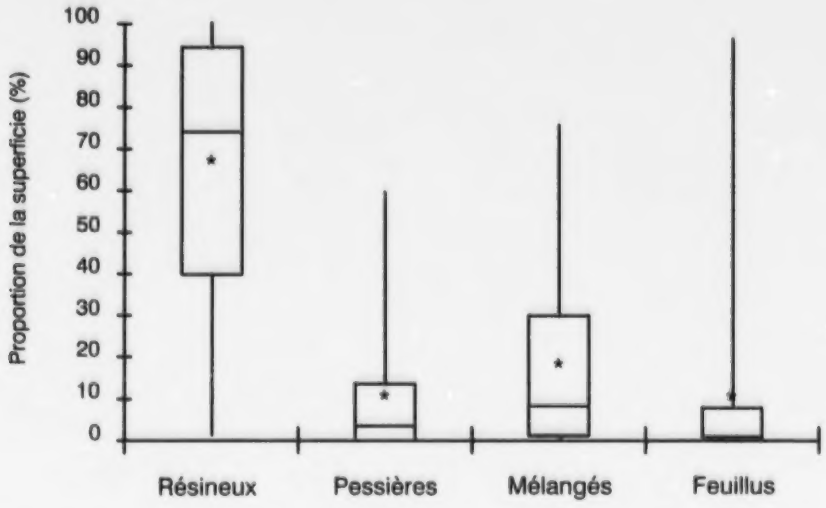


Figure 32. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les grands types de couvert forestier parmi les sous-bassins versants de la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company*. Les graphiques en *box-plot* montrent la médiane (barre horizontale à l'intérieur de la boîte), les 25e et 75e centiles (la boîte) et l'étendue des valeurs (ligne verticale). L'astérisque indique la valeur moyenne.

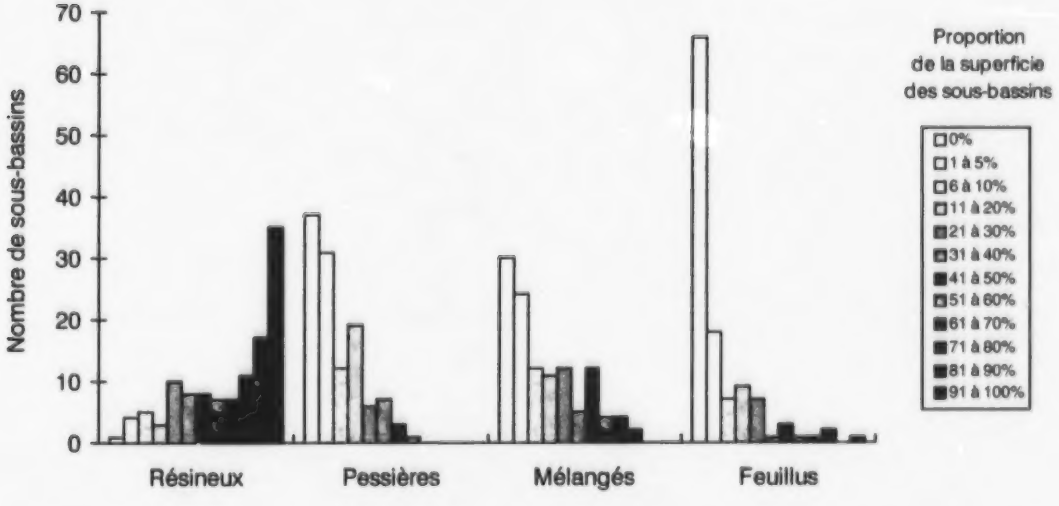


Figure 33. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les grands types de couvert forestier dans chacun des 116 sous-bassins versants pour la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company*.

Tableau 9. Proportion relative des grands types de couvert forestier photo-interprétés pour le secteur Lac Champlain en 1929

Types de couvert	Proportion (%)
Résineux	60,8
Pessières noires	16,9
Mélangés	21,8
Feuillus	0,5

Tableau 10. Proportion relative des types de peuplement forestier photo-interprétés pour le secteur Lac Champlain en 1929

Types de peuplement	Proportion (%)
Sapinière à sapin	38,9
Sapinière à épinette noire	12,7
Pessière noire à sapin	6,6
Pessière noire	16,9
Résineux (non distingués)	2,5
Sapinière à bouleau blanc	7,2
Bétulaie blanche à sapin	1,7
Mélangés (non distingués)	12,9
Bétulaie blanche	0,5

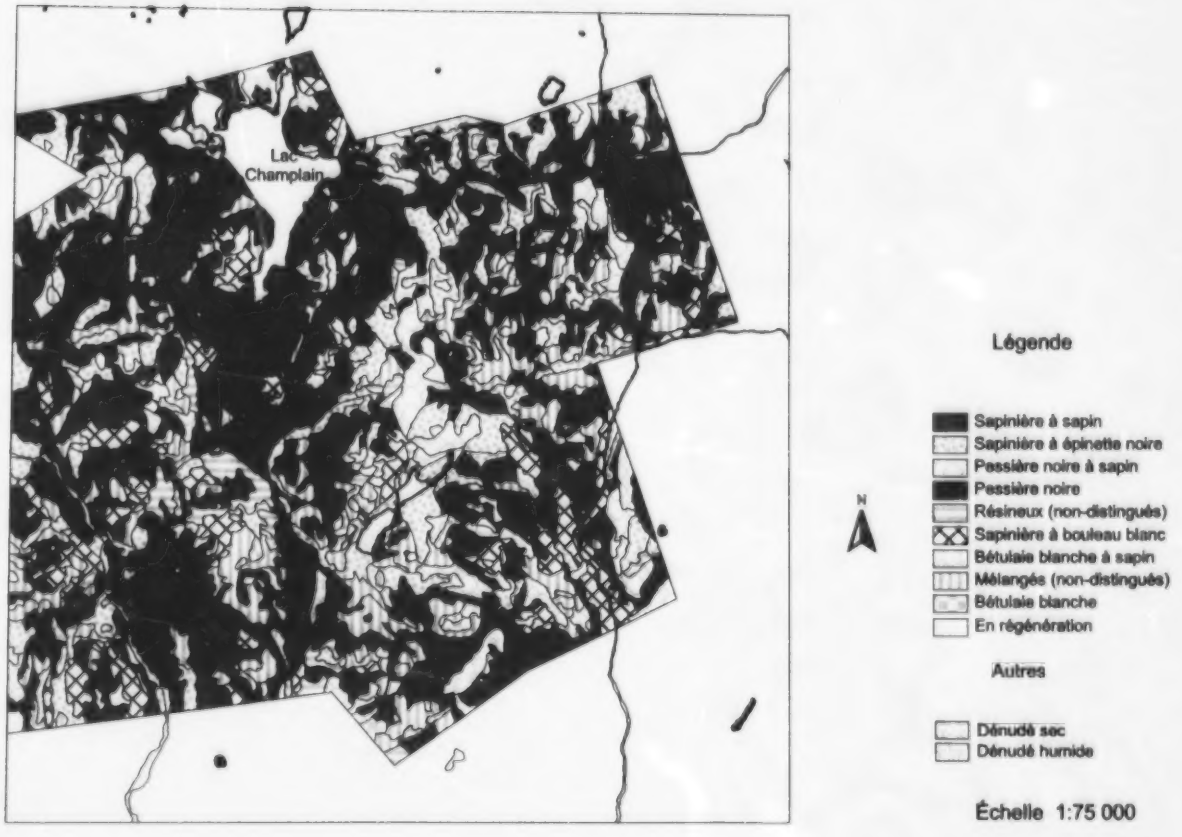


Figure 34. Secteur Lac Champlain. Types de peuplement en 1929.

Pour ce qui est des types de peuplement, les sapinières (sapinières à sapin et sapinières à épinette noire) s'avéraient les peuplements les plus fréquents avec une proportion s'élevant à 51,6 % pour le secteur Lac Champlain (Tableau 10). Les sapinières à bouleau blanc et les bétulaies blanches à sapin représentaient 7,2 et 1,7 % respectivement, alors que les bétulaies blanches ne comptaient que pour une très faible partie de cette forêt vierge. (Tableau 10). La figure 34 illustre ces résultats.

En ce qui a trait à la taille des peuplements, tous types de peuplement confondus, elle variait de 0,4 à 67,5 ha (moyenne = 6,1 ha). Les peuplements feuillus couvraient des superficies variant de 0,7 à 4,6 ha, les mélangés de 0,4 à 36 ha et les résineux (y compris les pessières noires) de 0,5 à 67,5 ha. L'abondance des peuplements de petite taille est illustrée à la figure 35, alors que la figure 36 présente les distributions des superficies des peuplements. Les peuplements résineux pouvaient être répartis selon les classes de taille suivantes : < 10 ha, 10 à 30 ha et > 30 ha. Selon cette répartition, 48,3 % de la superficie des résineux se retrouvait dans la première classe, 38,8 % dans la deuxième et 12,8 % dans la dernière.

3.2.1.2 Volumes par essence

Selon les trois plus vieux inventaires disponibles, il appert que le sapin baumier dominait largement la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides (Tableau 11). En regard des différentes concessions, la proportion du volume marchand qu'occupait le sapin variait entre 45 et 68 %. Les épinettes, pour leur part, représentaient de 32 à 39 % du volume. Malheureusement, elles ne sont pas différenciées quant à l'espèce dans les deux plans d'aménagement consultés. Il n'est donc pas possible de connaître la proportion d'épinettes blanches et d'épinettes noires (*Picea mariana* [Mill.] BSP), les deux espèces qu'on est susceptible de rencontrer dans cette région. La seule approximation de cette proportion réside dans l'estimation des volumes de bois à pâte comprise dans le rapport de Brousseau (1926). Selon cette estimation, l'épinette blanche représentait 21,5 % du volume de bois à pâte (diamètre de 7 *pouces* et plus à hauteur de souche), alors que l'épinette noire comptait pour 16 %. Le sapin dominait largement avec une proportion s'élevant à 62,4 %.

Pour ce qui est du bouleau blanc, il formait 15 % du volume marchand de la concession de la *Price Brothers & Company*. Pour les deux autres territoires, aucun chiffre n'est disponible. Il est à noter que la prise de données lors des inventaires différait selon la compagnie. En fait, le diamètre minimum pour établir le volume marchand était de 7 *pouces* à hauteur de souche (environ 18 cm) pour la *Donnacona Paper Company* et l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.*, alors qu'il était de 4 *pouces* (10 cm) à 1,3 m du sol pour la *Price Brothers & Company*. Ceci peut expliquer le fait que dans le cas des deux premières concessions, on a comptabilisé peu de bouleau ayant un volume marchand selon ces critères. Brousseau (1926) indique que cette espèce se retrouvait de façon éparse sur le territoire et formait quelquefois de petites inclusions dans les peuplements résineux. On le considérait de peu de valeur étant donné sa forme et sa piètre qualité. Hatcher (1960) estimait que certains peuplements de la Forêt Montmorency possédaient jusqu'à 42 m^3/ha de bouleau blanc. Finalement, il est noté que le bouleau se concentrait dans les zones régénérées à la suite d'un incendie forestier (Brousseau 1926, Wright 1930).

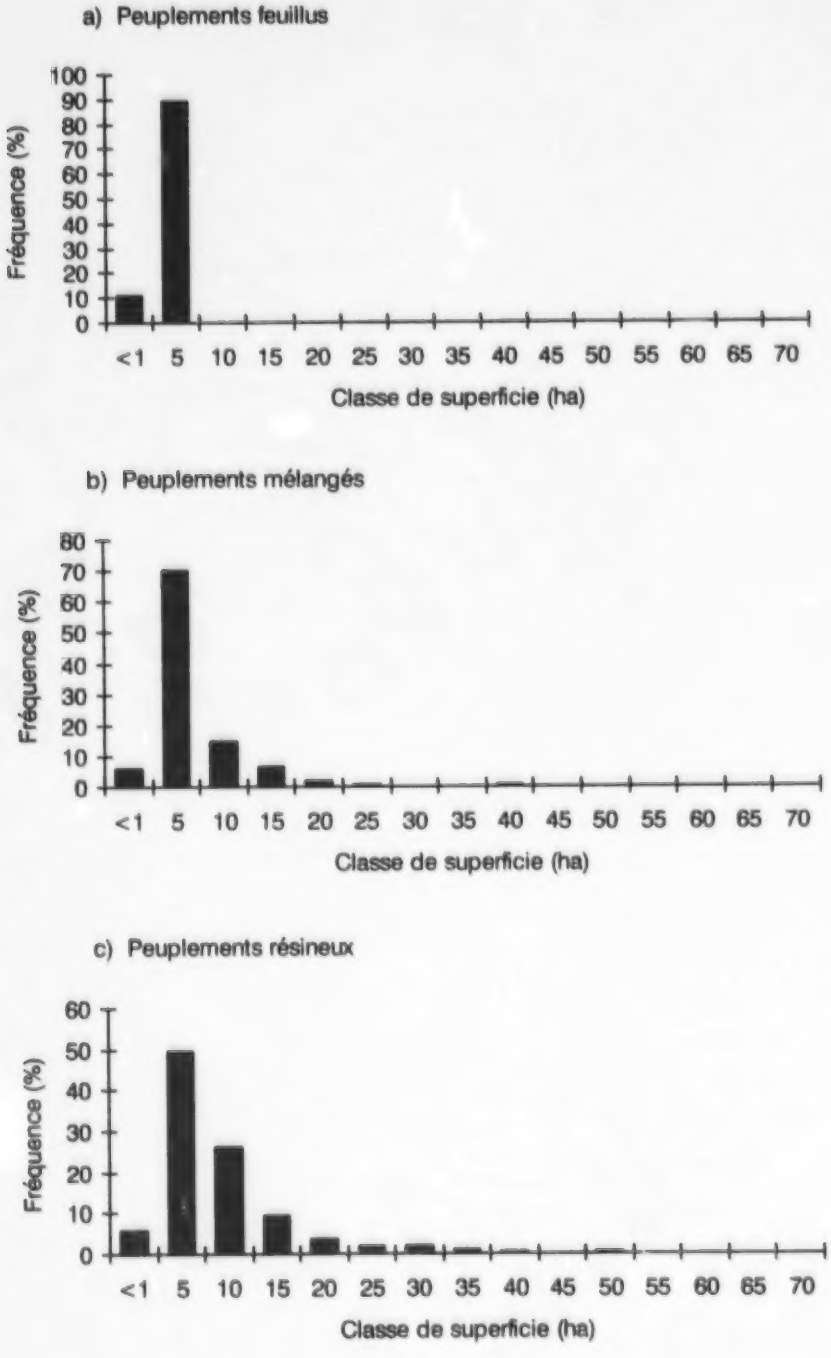


Figure 35. Distributions de fréquence des peuplements de la forêt vierge du secteur Lac Champlain par classe de superficie en 1929 (a : feuillus, b : mélangés, c : résineux). Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

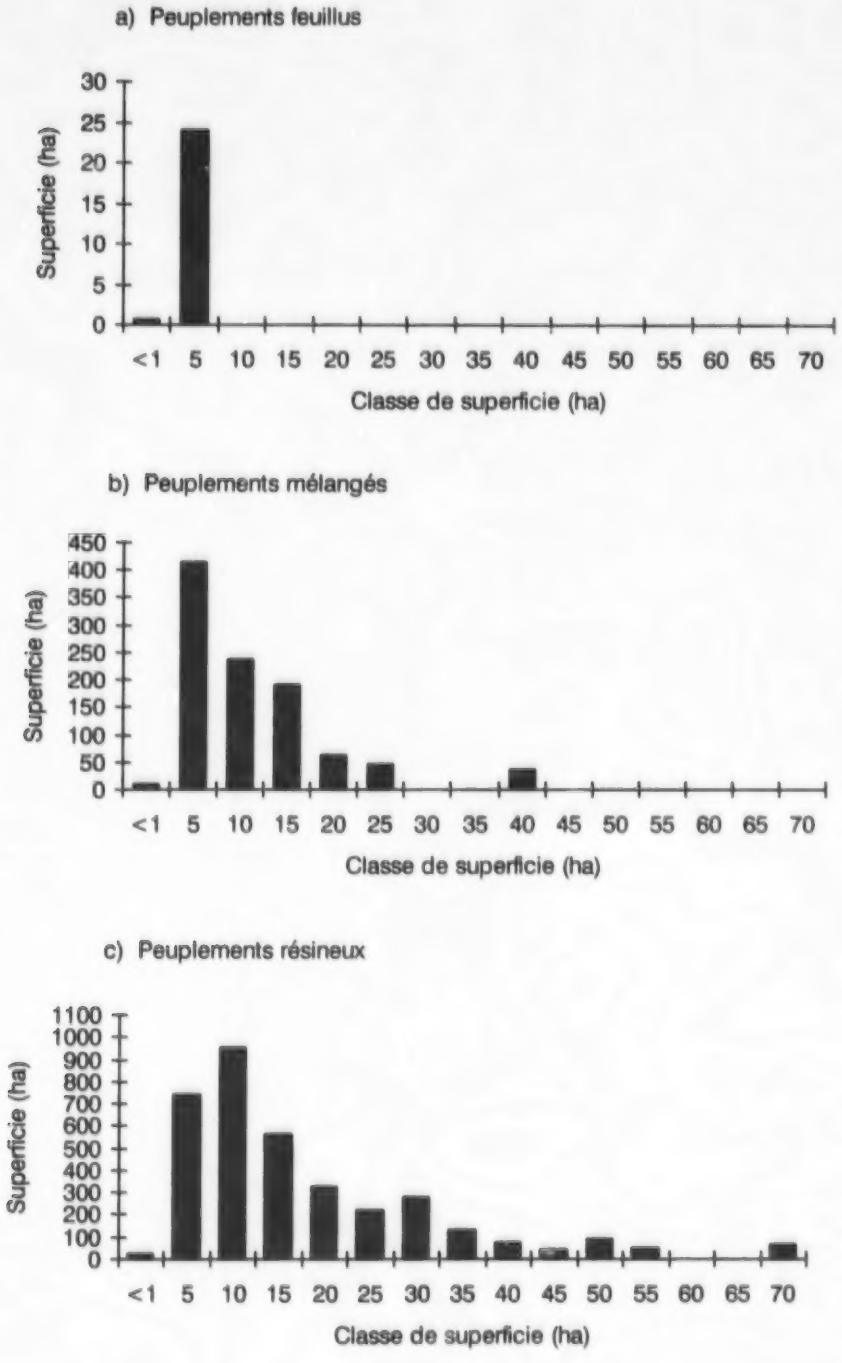


Figure 33. Distributions des superficies totales des peuplements de la forêt vierge du secteur Lac Champlain par classe de superficie en 1929 (a : feuillus, b : mélangés, c : résineux). Les nombres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

Tableau 11. Composition en pourcentage du volume marchand de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides selon les inventaires et plans d'aménagement consultés

Essences	*Anglo Can.* (1926)[1]	*Donnacona* (1930)[1]	*Price Brothers* (1940)
Sapin baumier	62,4	68	44,9
Épinettes[2]	37,5	32	39,3
Bouleau blanc	peu[3]	peu[3]	15,0
Peuplier faux-tremble	Absent[4]	Absent[4]	0,8

[1] Ces inventaires ne tiennent compte que des tiges d'un diamètre à la souche de 7 *pouces* et plus, soit environ 18 cm.
[2] Les épinettes n'étaient pas différenciées à l'espèce.
[3] Le bouleau blanc d'un diamètre de 7 *pouces* et plus à la souche était plutôt épars ou concentré dans les zones ayant subi un feu. Aucun chiffre n'est disponible pour ces territoires.
[4] Le peuplier faux-tremble était pratiquement absent ou se retrouvait en quantité très marginale. Aucun chiffre n'est disponible pour ces territoires.

Il est intéressant de souligner l'absence presque totale du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) de ces territoires, ce qui indique que les feux ne semblaient pas jouer un rôle déterminant dans la dynamique de ces écosystèmes.

3.2.1.3 Répartition des classes d'âge

Les données concernant la répartition des classes d'âge issues de la documentation historique n'étaient disponibles que pour les plans d'aménagement de la *Donnacona Paper Company* et de la *Price Brothers & Company*, puisque le rapport de l'inventaire d'exploration de Brousseau (1926) mené sur le territoire englobant la Forêt Montmorency ne comportait pas d'information à ce sujet. Dans le cas des deux premiers inventaires forestiers, l'évaluation de l'âge des tiges était faite au DHP (à 1,3 m du sol) (Viateur Beaulieu, Jean-Guy Routhier et Léopold Dion, comm. pers.). Cette pratique permettait d'éviter en grande partie la période de suppression de croissance des semis en sous-étage (Cogbill 1985). Par conséquent, l'âge des peuplements donné dans ces inventaires peut être considéré minimal.

Les peuplements matures et surannés dominaient le paysage de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides. Ainsi, sur la concession de la *Donnacona Paper Company*, 65,8 % des peuplements résineux étaient âgés de 50 ans et plus et 24,6 % de 90 ans et plus. Cette dernière classe (100 et plus) regroupait des peuplements âgés jusqu'à 150 ans (Wright 1930). La grande majorité des pessières noires se retrouvait dans la classe de 90 ans et plus (Tableau 12). Les peuplements mélangés et feuillus s'avéraient cependant plus jeunes par le fait qu'ils tiraient majoritairement leur origine d'un feu datant d'approximativement 1880 (Wright 1930). Cependant, selon Lortie (1979), ce feu pourrait dater de 1870 alors que le Québec avait connu un printemps chaud et extrêmement sec. C'est d'ailleurs en 1870 qu'un feu immense a ravagé le Saguenay – Lac-Saint-Jean. Guay (1940), dans la révision de l'inventaire de la concession « Rivière Jacques-Cartier », souligne que le feu de 1870 est à l'origine d'une certaine proportion des peuplements. Tous types de couvert confondus, la forêt vierge de la partie boréale de la concession « Rivière Jacques-Cartier » était âgée de 50 ans et plus dans une proportion de 63 %, tandis que la classe d'âge de 100 et plus était la plus représentée avec une proportion du territoire s'élevant à près de 28 %. La figure 37 illustre cette répartition des classes d'âge.

La classe d'âge de 100 et plus représentait 25 % et plus de la superficie dans deux tiers des cas. Ensemble, ces deux dernières classes d'âge (80 et 100 et plus) couvraient 50 % et plus de la superficie résineuse des bassins versants âgée de 31 ans et plus dans 80 % des cas.

Tableau 12. Superficie (en %) couverte par les classes d'âge de la forêt vierge de la concession forestière « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*[1] dans la partie sud de la Réserve faunique des Laurentides

Types de couvert	Classes d'âge				
	20	40	60	80	100+
Résineux (sapinières)	22,5	11,8	19,5	21,7	24,6
Pessières noires	-	30,2	2,8	0,7	66,3
Mélangés	7,0	72,2	1,5	3,3	16,1
Feuillus	-	84,9	1,1	2,4	11,6
Total	19,0	18,1	16,7	18,4	27,9

[1] Seule la partie boréale de la concession est ici considérée.

Figure 37. Répartition des classes d'âge de la concession forestière « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company* dans la partie sud de la Réserve faunique des Laurentides.

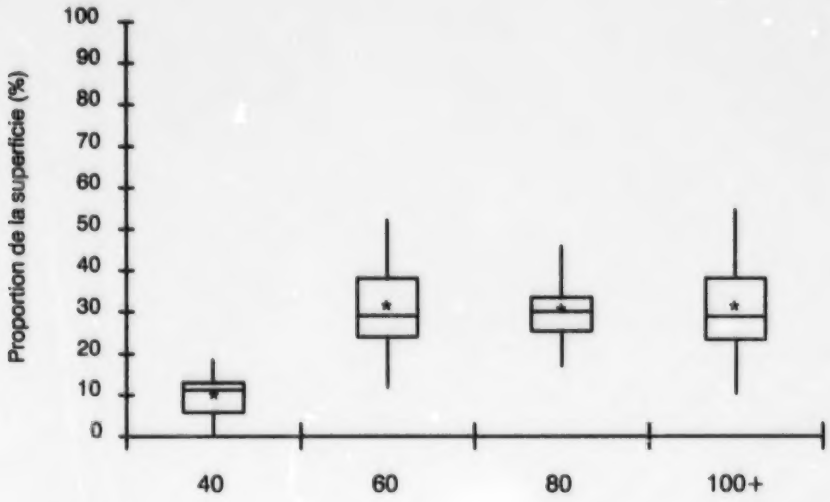


Figure 38. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les classes d'âge des peuplements résineux (31 ans et plus) parmi les bassins versants de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*. Les graphiques *box-plot* montrent la médiane (barre horizontale à l'intérieur de la boîte), les 25e et 75e centiles (la boîte) et l'étendue des valeurs (ligne verticale). L'astérisque indique la valeur moyenne.

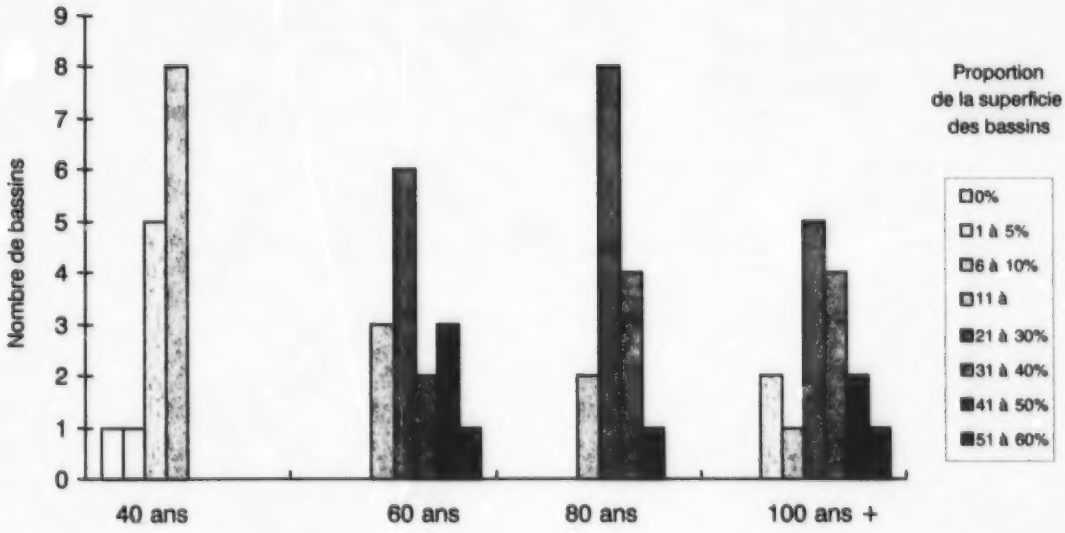


Figure 39. Répartition du nombre de bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les différentes classes d'âge (parmi les peuplements résineux âgés de 31 ans et plus) dans chacun des 15 bassins versants pour la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*.

Sur la concession de la *Price Brothers & Company*, 64,8 % des peuplements résineux étaient âgés de 50 ans et plus, et 57,4 % de ceux-ci appartenaient à la classe d'âge de 100 ans et plus. En outre, la proportion des résineux âgés de 20 ans et moins s'élevait à 31,3 %. Les pessières noires s'avéraient très âgées avec 75 % de celles-ci dans la classe d'âge 100 ans et plus. Les feuillus se retrouvaient majoritairement dans la classe de 30 ans puisqu'ils tiraient leur origine des feux de 1918 et 1919 (Price Brothers & Company 1940). Au total, près de 52 % des peuplements de la concession étaient âgés de plus de 100 ans (Tableau 13). La figure 40 présente cette répartition des classes d'âge.

La variabilité était tout de même importante entre les sous-bassins versants. À titre d'exemple, la proportion de la superficie couverte par la classe de 100 ans et plus variait de 0 à 100 % et ce, pour tous les types de peuplements confondus (Figure 41). La classe d'âge de 100 ans et plus couvrait 50 % et plus de la superficie des sous-bassins versants dans 47 % des cas (Figure 42). Elle couvrait même plus de 90 % de la superficie pour 19 % des sous-bassins. En additionnant les peuplements appartenant à la classe d'âge 90 ans (81 à 100 ans) aux peuplements de 100 ans et plus, la proportion de la superficie couverte par ces peuplements s'élevait à 75 % et plus pour 47 % des sous-bassins. Par ailleurs, la classe de 50 ans était très peu représentée avec seulement cinq (4 %) sous-bassins ayant de 1 à 5 % de leur superficie couverte par cette classe. Pour ce qui est des jeunes peuplements (classe de 10 ans), ils couvraient moins de 30 % de la superficie des sous-bassins dans 70 % des cas. Cependant, certains sous-bassins présentaient des proportions élevées de jeunes peuplements (Figures 41 et 42). Celles-ci sont principalement attribuables au fait que ces sous-bassins avaient subi des incendies plus ou moins importants.

Le secteur photo-interprété du Lac Champlain représente une autre source de données en ce qui a trait à la répartition des classes d'âge. Les résultats obtenus corroborent ceux issus des premiers inventaires. Le secteur du Lac Champlain apparaissait également dominé par les peuplements matures et surannés. Les peuplements appartenant aux classes d'âge 50, 70, 90, 120, 50-70, 50-90, 70-30, 70-50, 90-120 ans et « vieux inéquiennes » comptaient pour une proportion s'élevant à 75,3 % (Tableau 14). En ne considérant que les plus vieilles classes, soit 90, 120 ans et « vieux inéquiennes », la proportion des peuplements surannés se chiffrait à 29,2 %. Les jeunes peuplements (classe 10 ans) demeuraient sous-dominants avec une proportion de 9,3 % (Tableau 14). Les peuplements à classes d'âge irrégulières représentaient une proportion de 9,9 % de cette portion de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides. La figure 43 illustre la répartition des classes d'âge équiennes du secteur Lac Champlain, alors que les figures 44 et 45 montrent l'entremêlement des peuplements de tous âges qui résultait en une mosaïque fine.

La répartition des classes d'âge par type de peuplement est présentée au tableau 15. À l'image des résultats obtenus pour le secteur de la Forêt Montmorency, les sapinières à sapin se concentraient dans les classes 50 et 70 ans, alors que les sapinières à épinettes noires et les pessières noires à sapin étaient légèrement plus âgées. Les pessières noires se retrouvaient très majoritairement dans les classes d'âge les plus vieilles. Les peuplements mélangés étaient principalement âgés de 70 ans, alors que les feuillus étaient répartis entre les classes 50 et 70 ans (Tableau 15). Les peuplements sévèrement perturbés en 1929 et visibles sur les photographies, auxquels aucun type de couvert ni classe d'âge n'a été attribué parce qu'ils étaient plus petits que 1,5 m, n'apparaissent pas au tableau 15. Ils comptaient pour 2,5 % du secteur.

3.2.1.4 Synthèse

La forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides représentait une forêt composée majoritairement de sapinières. Les peuplements matures et surannés dominaient le paysage à l'échelle du millier de kilomètres carrés. Il appert que la Forêt Montmorency fournissait une image représentative de sa région en termes de composition en essences et de répartition des classes d'âge. Ceci apparaissait de façon plus marquée pour la partie méridionale de la Réserve faunique des Laurentides.

3.2.2 Perturbations naturelles : nature et importance

Afin de mieux cerner le régime de perturbations naturelles de la région de la Forêt Montmorency, nous présentons les données concernant les principales perturbations pour la Réserve faunique des Laurentides.

3.2.2.1 Le feu

En raison des précipitations élevées, les risques de feu étaient jugés minimes. Brousseau (1926) écrivait à ce sujet :

Tableau 13. Superficie (en %) couverte par les classes d'âge de la forêt vierge de la concession forestière « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* dans la partie nord de la Réserve faunique des Laurentides

Types de couvert	Classes d'âge					
	10	30	50	70	90	100+
Résineux (sapinières)	31,3	3,8	-	2,4	5,0	57,4
Pessières noires	-	0,4	0,3	18,5	5,8	75,0
Mélangés	-	7,0	0,3	29,3	27,1	36,3
Feuillus	4,0	61,7	-	24,0	6,8	3,7
Total	20,3	8,7	0,1	10,5	8,9	51,5

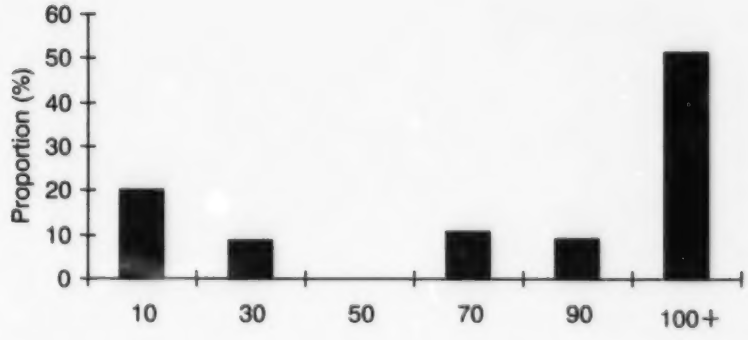


Figure 40. Répartition des classes d'âge de la concession forestière « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company* dans la partie nord de la Réserve faunique des Laurentides.

« The deep snows, heavy summer rains and the density of the crown cover together with the low temperatures, which conserve the frost in the ground well into the summer and cause heavy dews and frosts throughout even the hottest months, combine to conserve the moisture in the ground and maintain it in a condition difficult to burn. The risk of fire is therefore under normal conditions very light. »

(Brousseau 1926 : 3)

Avant l'arrivée du chemin de fer (dans les années 1880), Gingras *et al.* (1989) rapportent que la forêt vierge résineuse du club de chasse et pêche *Triton* n'avait pas subi d'incendies forestiers. Ce territoire était situé au sud-ouest de la Réserve faunique des Laurentides, une partie se trouvant à l'intérieur. Bien que ne se retrouvant pas exclusivement dans le domaine écoclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Thibault 1985), le territoire du club *Triton* fournit des informations indiquant que les feux naturels semblaient plutôt rares.

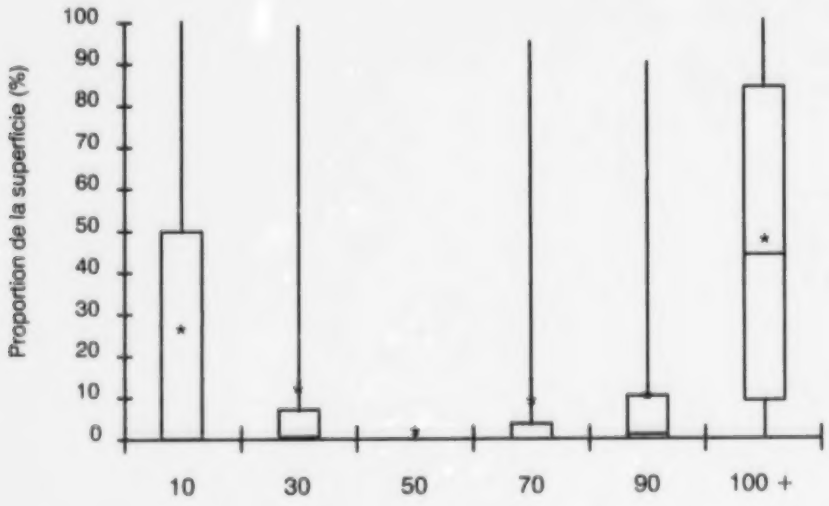


Figure 41. Distribution de la proportion de la superficie couverte par les classes d'âge (tous types de peuplement) parmi les sous-bassins versants de la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company*. Les graphiques en *box-plot* montrent la médiane (barre horizontale à l'intérieur de la boîte), les 25e et 75e centiles (la boîte) et l'étendue des valeurs (ligne verticale). L'astérisque indique la valeur moyenne.

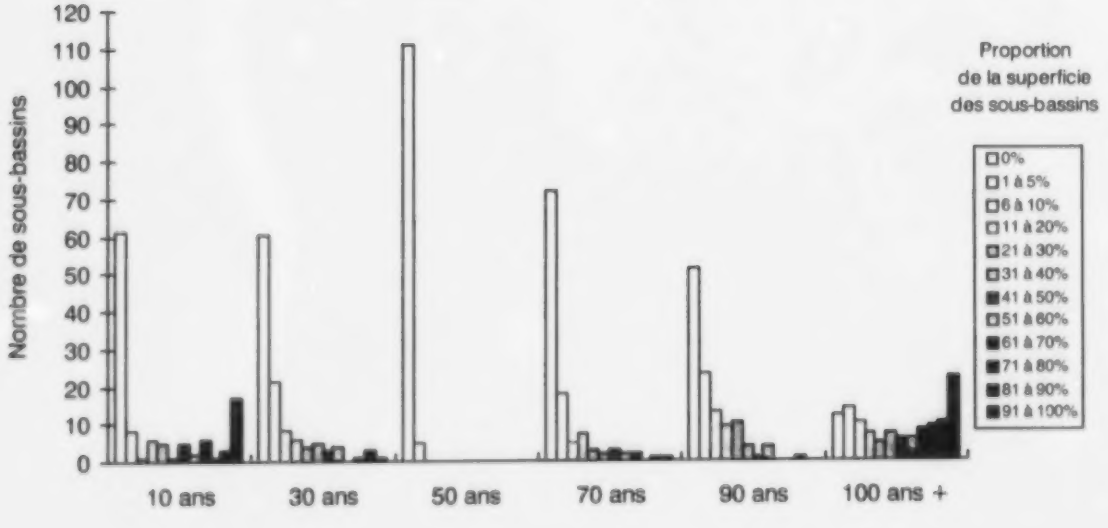


Figure 42. Répartition du nombre de sous-bassins versants en fonction de la proportion de la superficie occupée par les différentes classes d'âge (tous types de peuplement) dans chacun des 116 sous-bassins versants pour la concession « South Kenogami » de la *Price Brothers & Company*.

Tableau 14. Répartition des différentes classes d'âge photo-interprétées pour le secteur Lac Champlain en 1929

Classes d'âge	Proportion (%)
Équiennes :	
10[1]	9,3
30	10,6
50	16,2
70	27,2
90	16,0
120	11,0
Total partiel :	90,3
Irrégulières :	
30-50	1,3
30-70	
30-90	0,1
50-70	2,2
50-90	0,1
70-30	0,1
70-50	0,1
90-120	0,2
Jeunes inéquiennes	2,6
Vieux inéquiennes	2,2
Total partiel :	9,9

[1] Cette classe regroupe également les peuplements tués par la tordeuse ou renversés par le chablis.

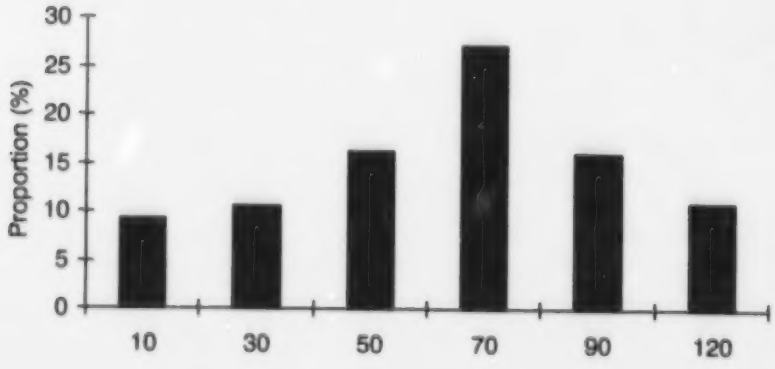


Figure 43. Répartition des classes d'âge équiennes photo-interprétées pour le secteur Lac Champlain dans la Réserve faunique des Laurentides en 1929.

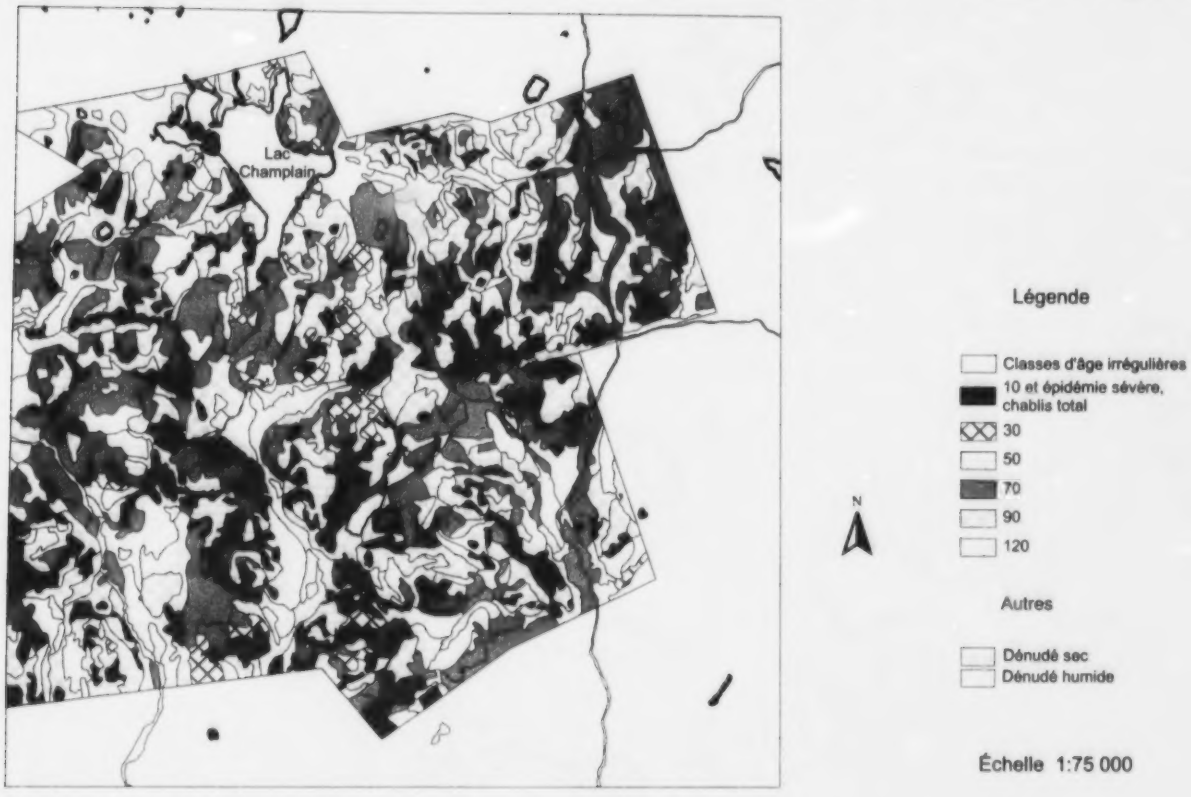


Figure 44. Secteur Lac Champlain. Classes d'âge en 1929.

Néanmoins, ceci n'exclut pas que lorsqu'un feu survenait, il s'avérait, souvent, particulièrement important. Un feu de ce genre a touché le nord-est de la concession de la *Donnacona Paper Company* et le nord-ouest de la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* vers 1880 (ou 1870) couvrant environ 240 km² (Brousseau 1926, Wright 1930). Sur la concession de la *Price Brothers & Company*, le total des superficies brûlées s'élevait à environ 520 km² (*Price Brothers & Company* 1940). Malheureusement, les dates des feux ne sont pas toutes répertoriées dans le plan d'aménagement de 1940. Il est fait mention des feux importants de 1918 et 1919 et d'un feu d'environ 1 km² survenu en 1934 dans cette concession. Ainsi, considérant les superficies brûlées entre 1880 et 1940 sur les trois concessions de cette région, le cycle de feu peut être grossièrement estimé à environ 450 ans. Cette valeur ne peut être considérée qu'à titre indicatif, bien qu'elle soit du même ordre de grandeur que celles qu'on a calculées pour d'autres territoires où les précipitations sont également importantes.

D'autres feux sont aussi rapportés dans le territoire du club *Triton*. En 1903, un important feu aurait touché les deux tiers du territoire alors qu'en 1910 et 1915, des feux de moindre importance auraient fait rage. Cependant, il est difficile de savoir si ces feux étaient d'origine naturelle. Les feux d'abattis (Lortie 1979) ou associés à la présence de bûcherons (Ray 1955) étaient des phénomènes relativement fréquents. Les règles de sécurité concernant l'utilisation du feu sur les chantiers forestiers édictées par les compagnies forestières en sont une preuve (Price Brothers & Company 1940, Wright 1930). D'ailleurs, Meek (1992) a étudié deux massifs de bouleau blanc situés à proximité de la Forêt Montmorency dont l'origine est liée à des feux associés aux opérations de récolte.

3.2.2.2 Le chablis

Wright (1930) semblait avoir la même perception que Brousseau (1926) au sujet du chablis et notait l'effet des précipitations abondantes sur la vulnérabilité des peuplements au chablis. Il écrivait :

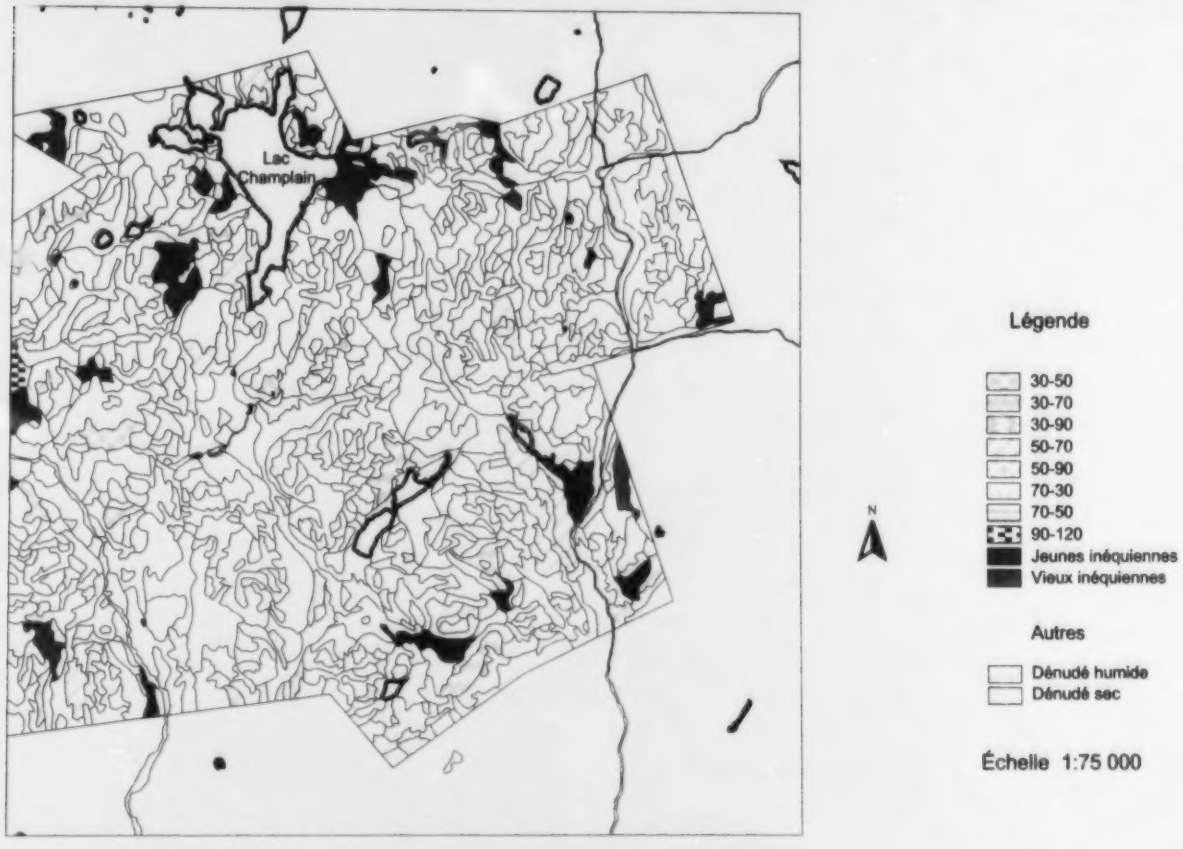


Figure 45. Secteur Lac Champlain. Classes d'âge irrégulières en 1929.

« Windfall is the last step in the development of the young age classes existing on the watershed. The heavy fall rains loosen what soil there is, rendering trees more liable to windthrow ; the heavy snow fall has undoubtedly a considerable effect in causing windthrow or windbreak of trees suffering from butt-rot. »

(Wright 1930 : 5)

Les chablis automnaux ou printaniers de nature catastrophique surviennent lors d'importantes précipitations en eau ou en neige mouilleuse lorsque le sol est détrempé (Girard 1944, Webb 1957, 1961). La résistance des racines est alors considérablement diminuée (Frank 1990, OIFQ 1996) et la vulnérabilité des peuplements est extrême. Un chablis de ce type a touché la concession de l'*Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.* en 1937, causant de lourds dommages (Côté 1946). Plus récemment, en 1994, de forts vents d'automne ont renversés des superficies importantes principalement en Gaspésie et dans Charlevoix, mais aussi dans la Réserve faunique des Laurentides.

Matte (1952) estimait que le chablis était le facteur principal de perturbation sur la concession forestière de la *Donnacona Paper Company*. Selon certaines estimations, 71 % des forêts vierges encore présentes sur cette concession au début des années cinquante étaient issues de chablis (Matte 1952). Ainsi, le vent perpétuait les peuplements de sapin en renversant de vieux peuplements déjà très bien régénérés qui étaient remplacés par de jeunes peuplements résineux très denses (*thickets*) (Vézina et Paillé 1969).

3.2.2.3 Historique des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette

Pour l'ensemble de la Réserve faunique des Laurentides, Blais (1965) a retracé six épidémies de TBE ayant affecté le territoire à divers degrés depuis la fin du XVII[e] siècle jusqu'en 1960. Deux de celles-ci ont eu lieu au XVIII[e] siècle (1704 et 1748), deux au XIX[e] siècle (1808 et 1834) et deux au XX[e] siècle (1910 et 1947) (Blais 1965). Selon Hardy *et al.* (1987), la deuxième épidémie survenue au cours du XX[e] siècle

Tableau 15. Répartition des classes d'âge par types de peuplement pour le secteur Lac Champlain en 1929

Type de peuplement	Classe d'âge	Proportion (%) p/r au type de peuplement	Proportion (%) p/r à l'ensemble du secteur
Résineux :			
Sapinière à sapin	30	5,9	2,3
	50	36,3	13,8
	70	46,3	17,6
	90	4,6	1,8
	30-50	0,2	0,1
	50-70	1,0	0,3
	70-30	0,2	0,1
	Jeunes inéquiennes	5,5	2,1
Sapinière à épinette noire	50	7,2	0,9
	70	33,4	4,2
	90	50,2	6,2
	120	0,1	0,1
	30-70	1,0	0,1
	30-90	0,6	0,1
	50-90	1,2	0,1
	90-120	1,4	0,2
	Jeunes inéquiennes	2,0	0,2
	Vieux inéquiennes	2,2	0,3
Pessière noire à sapin	70	20,5	1,3
	90	66,1	4,2
	120	5,5	0,4
	Jeunes inéquiennes	2,8	0,2
	Vieux inéquiennes	5,2	0,3
Pessière noire	70	5,8	1,0
	90	21,3	3,5
	120	63,5	10,5
	Vieux inéquiennes	9,4	1,5
Résineux (non distingués)	10	77,2	1,9
	30	22,8	0,6
Mélangés :			
Bétulaie blanche à sapin	70	47,5	0,8
	30-50	6,5	0,1
	30-70	22,2	0,4
	50-70	18,9	0,3
	70-50	5,0	0,1
Sapinière à bouleau blanc	30	0,4	0,03
	50	21,3	1,5
	70	28,2	2,0
	90	3,8	0,3
	30-50	16,3	1,1
	30-70	8,1	0,6
	50-70	21,4	1,5
	Jeunes inéquiennes	0,1	0,04
Mélangés (non distingués)	10	38,8	4,9
	30	61,2	7,7
Feuillus :			
Bétulaie blanche	50	16,9	0,1
	70	83,1	0,4

aurait atteint la Réserve faunique des Laurentides dès 1947, alors que LACHANCE *et al.* (1991) mentionnent plutôt que la tordeuse a connu une augmentation appréciable de ses populations en 1948 menant à une infestation moyenne à élevée. La dernière épidémie ayant touché la Réserve faunique des Laurentides a atteint la région dès 1974 (HARDY *et al.* 1987, KETTELA 1983, LACHANCE *et al.* 1991). Elle s'est poursuivie jusqu'en 1986 (LACHANCE *et al.* 1991).

Il est peu fait mention de la TBE dans les inventaires et plans d'aménagement forestiers de l'époque que nous avons consultés. Puisque ces inventaires se sont déroulés entre deux périodes épidémiques, il est possible que la tordeuse n'ait pas été considérée comme un phénomène important ayant cours dans ces forêts. Malgré cela, WRIGHT (1930) mentionne qu'il est probable que la tordeuse ait joué un rôle dans l'origine des jeunes classes d'âge retrouvées sur le territoire de la concession « Rivière Jacques-Cartier » de la *Donnacona Paper Company*. Il indique cependant qu'il y a peu d'indices de dommages sévères dus à l'épidémie du début du XX^{e} siècle.

3.2.2.4 Impact spatial des perturbations naturelles

Tout comme pour le secteur de la Forêt Montmorency, la photo-interprétation des photographies de 1929 du secteur du Lac Champlain fournit des indications sur l'impact des perturbations naturelles sur les paysages de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides.

Figure 46. Secteur Lac Champlain. Perturbations naturelles en 1929.

Ainsi, 17,3 % de la superficie forestière du secteur aurait été tué par l'épidémie de TBE de 1909-1920, alors que les chablis totaux s'étendaient sur 0,3 % de la superficie. De plus, les perturbations partielles étaient appréciables. En fait, 22,5 % de la superficie avait subi une mortalité partielle due à la tordeuse. Ces résultats sont illustrés par les figures 46 et 47.

Les zones perturbées prises individuellement couvraient des superficies variant de 0,4 à 57,3 ha (moyenne = 5,7 ha). Les zones de 1 à 5 ha étaient les plus fréquentes (57,9 %) (Figure 48a), alors que cette même classe de superficie correspondait à 24,4 % de toute la superficie renouvelée par les perturbations naturelles (Figure 48b).

3.2.2.5 Synthèse

Le paysage de la forêt vierge de la Réserve faunique des Laurentides était modelé principalement par les épidémies de TBE ainsi que par le chablis. Ces perturbations demeuraient sous-dominantes dans le paysage. De plus, le feu semblait être un facteur temporellement irrégulier du régime de perturbations naturelles. La Forêt Montmorency s'avérait donc représentative de sa région au niveau du régime de perturbations naturelles et de ses impacts.

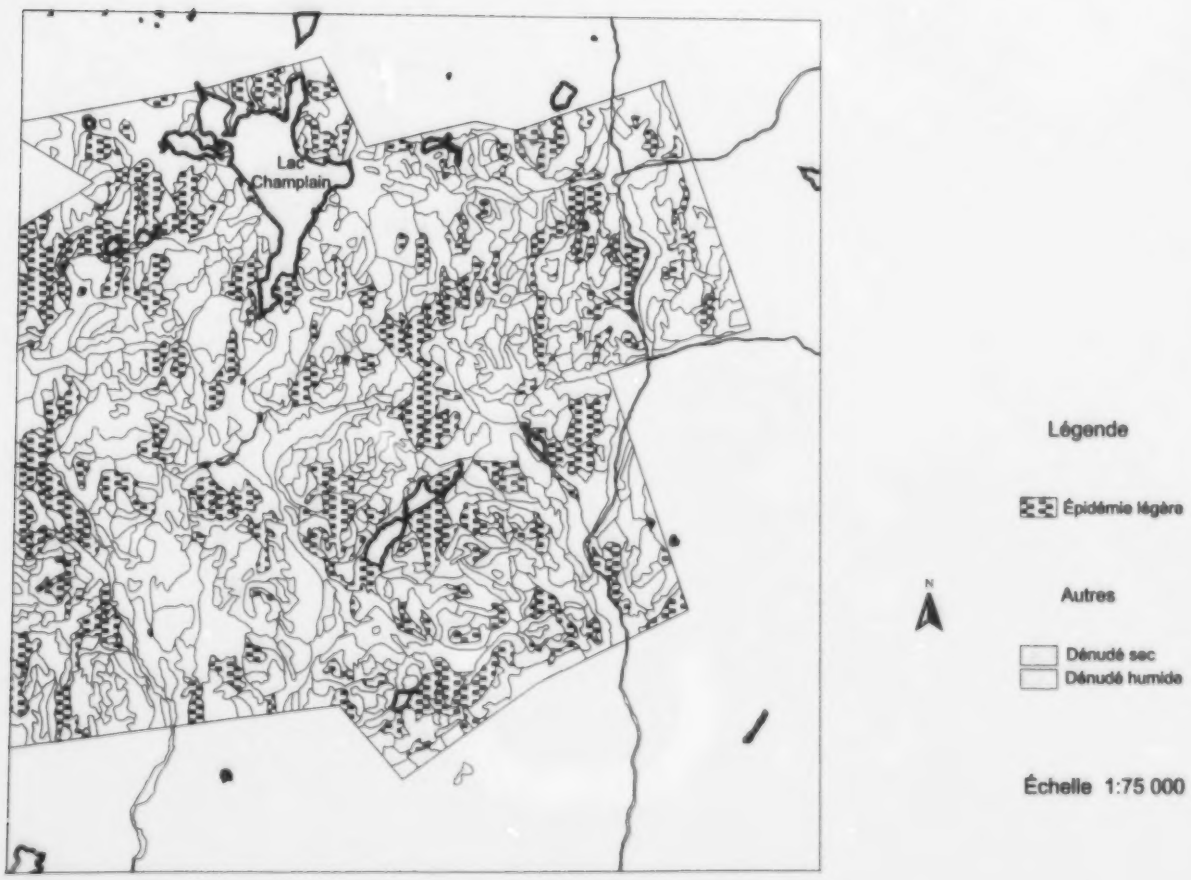


Figure 47. Secteur Lac Champlain. Perturbations partielles en 1929.

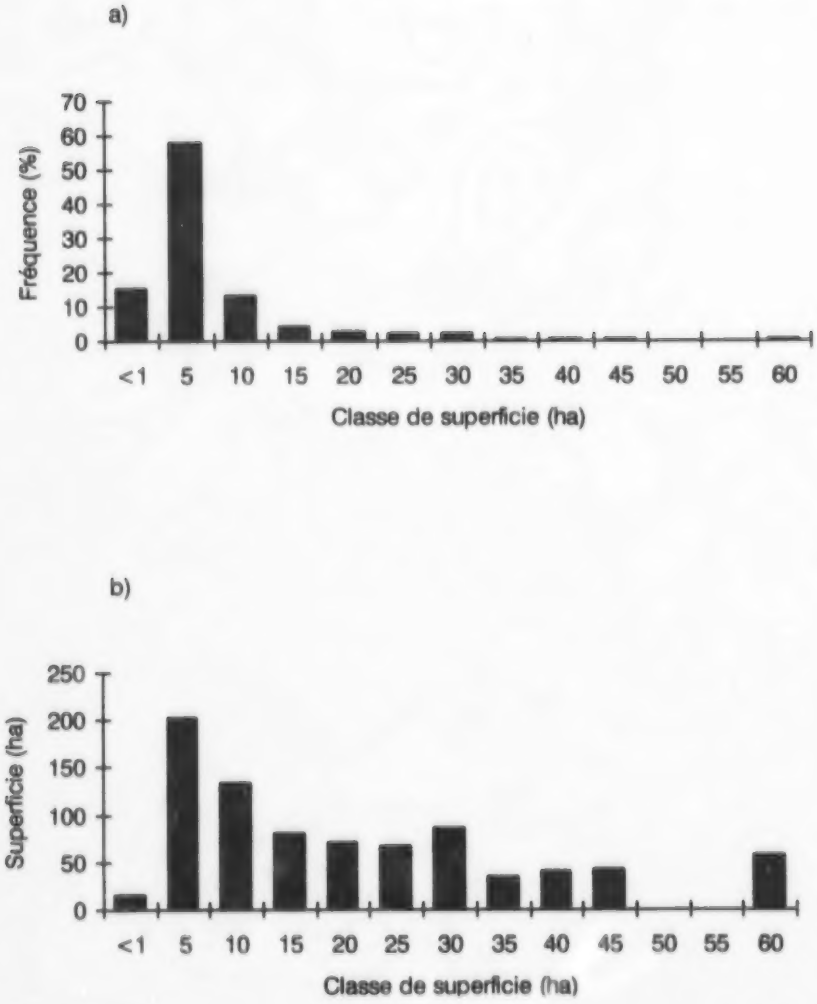


Figure 48. Distributions de fréquence (a) et de la superficie (b) des zones perturbées naturellement par classe de superficie en 1929 pour la forêt vierge du secteur Lac Champlain. Les chiffres en abscisse représentent la valeur supérieure de chacune des classes de superficie.

Chapitre quatre

Discussion

Dans un premier temps, nous discutons des résultats sur la base des interrogations soulevées au départ et concernant la sapinière. La seconde partie porte sur les caractéristiques spécifiques de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

4.1 Les interrogations

4.1.1 Régime de perturbations naturelles

Les différents volets de cette étude de reconstitution ont permis de mieux cerner le régime de perturbations naturelles de la Forêt Montmorency et de sa région. Celui-ci est caractérisé par des épidémies récurrentes de la TBE, ainsi que par le chablis.

Pour ce qui est de la sévérité des épidémies de la TBE, celle de 1974-1986 est reconnue pour avoir été très sévère. Quelque 235 millions de mètres cubes de sapin et d'épinette auraient été tués au Québec (Bégin 1996). À la Forêt Montmorency, la réduction de croissance enregistrée par les épinettes blanches échantillonnées est importante (Figure 20) et ce, malgré une protection par les insecticides chimiques et biologiques tout au cours de l'infestation (Bélanger *et al.* 1988). Les pertes en volume estimées s'élèvent à 100 000 mètres cubes de sapin et d'épinette (Paul Bouliane, comm. pers.).

L'épidémie des années cinquante a pour sa part tué environ 20 millions de mètres cubes de sapin et d'épinette dans la région englobant la Réserve faunique des Laurentides (Blais 1964) ; ce dernier la qualifiait de sévère. La courbe dendrochronologique montre une réduction de croissance prononcée, mais de courte durée (Figure 20). De plus, les zones de mortalité importantes ne semblent pas avoir touché le territoire de la Forêt Montmorency (Blais 1964). Selon ces observations, l'épidémie du milieu du siècle aurait été plutôt légère à la Forêt Montmorency et la mortalité y fut probablement minime.

En ce qui a trait à l'épidémie des années 1910, Blais (1965) considérait que Swaine et Craighead (1924 dans Blais 1965) avaient probablement surestimé les dommages causés par la tordeuse. Aussi croyait-il qu'elle avait été moins sévère que celle des années cinquante (Blais 1965). Cette épidémie aurait tout de même été assez sévère dans la Réserve faunique des Laurentides pour causer une mortalité importante (Blais 1965, 1983). Au Nouveau-Brunswick, cette même épidémie a sévèrement frappé les forêts de sapin et d'épinette. On a estimé que 60 % de la superficie des forêtse avait subi des dommages assez sévères pour provoquer le développement de nouveaux peuplements (*fir thickets*) (Vincent 1954). Selon la courbe dendrochronologique de la Forêt Montmorency (Figure 20), la réduction de croissance y fut prononcée. Par contre, seulement 8,5 % de la superficie du secteur photo-interprété a été tué par l'épidémie de 1909-1920 ; celle-ci aurait été modérée à la Forêt Montmorency.

Pour ce qui est du chablis, les documents historiques consultés en font grand état (Brousseau 1926, Wright 1930) malgré que des données précises sur l'ampleur du phénomène ne soient pas disponibles. Les caractéristiques physiques du sapin le rendent particulièrement vulnérable au chablis (Frank 1990 ; Ruel 1995 ; Whitney 1989 ; Webb 1957, 1961). De plus, la défoliation causée par la TBE est considérée comme un facteur prédisposant les sapinières au chablis au début d'une épidémie (Morin 1990 ; Reams *et al.* 1988). Ce phénomène d'interaction, pourtant peu documenté, est probablement assez important dans cet écosystème et pourrait expliquer en partie le faible pourcentage de chablis identifié sur les photographies aériennes de 1929 (Figures 24 et 46). Les chablis étant associés à l'épidémie de TBE du début du siècle, les aires perturbées ont été interprétées en tant que zones tuées par la TBE, alors que les inventaires forestiers de l'époque les classaient comme des chablis à proprement parler.

Les feux semblaient jouer un rôle moins important dans la dynamique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est vierge comparativement au reste de la forêt boréale. Il est reconnu que le feu est un facteur important dans la dynamique des forêts boréales canadiennes (Heinselman 1973 ; Payette 1992). Des cycles de feu ont été estimés à environ 100 ans dans certaines régions boréales (Cogbill 1985 ; Heinselman 1973 ; Payette *et al.* 1989). Bergeron (1991) a estimé un cycle de feu variant entre 63 et 112 ans dans un secteur du sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest où les précipitations sont moins abondantes que dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est (OIFQ 1996). Cependant, dans les régions boréales plus humides comme l'est du Québec et les provinces maritimes, des cycles de feu beaucoup plus longs sont été calculés. Wein et Moore (1977, 1979) ont estimé des cycles de feu de l'ordre de 700 à 2000 ans pour le type de végétation *spruce-fir* au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Foster (1983) a calculé un cycle de feu de 500 ans pour la partie sud-est du Labrador. Fahey et Reiners (1981) ont constaté que le feu ne jouait qu'un rôle mineur dans la dynamique des sapinières ou des pessières rouges à sapin dans le Maine et le New Hampshire (États-Unis). Les précipitations importantes affectant toutes ces régions rendent le déclenchement d'incendies forestiers moins probable (Furyaev *et al.* 1983).

Ceci n'implique pas que les écosystèmes de ces régions ne subissent jamais le passage d'un feu. Les feux sont rares mais lorsqu'ils se déclenchent, ils sont habituellement violents. Les années 1870 et 1923 sont souvent reconnues comme des années de feux intenses ayant couvert de grandes superficies au Québec (Lortie 1979). Les récents feux de Bonaventure (275 km²) en 1995 et de la Côte-Nord en 1991 (près de 2500 km²) au Québec montrent bien que le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est peut subir des feux d'une grande amplitude (OIFQ 1996).

En opposition aux grandes perturbations qui façonnent habituellement la forêt boréale (Dansereau et Bergeron 1993 ; Eberhart et Woodard 1987 ; Foster 1983 ; Heinselman 1973, 1981) et plus particulièrement le domaine de la pessière noire (Payette *et al.* 1989), la sapinière vierge de la Réserve faunique des Laurentides subissait des perturbations beaucoup plus restreintes en superficie. Selon nos résultats, chacune des zones perturbées couvrait moins de 60 ha. Certains peuplements résineux avaient une superficie avoisinant 85 ha en 1929, indiquant que de plus vieilles perturbations ayant donné naissance à ces peuplements n'avaient pas dépassé le kilomètre carré en superficie. Ces données correspondent aux observations faites dans la partie ouest de Terre-Neuve où le régime de perturbations, également lié à la TBE, produit généralement des trouées d'une superficie variant de 1 à 100 ha (Sturtevant *et al.* 1996).

De plus, les très petites perturbations de l'ordre de l'hectare étaient les plus nombreuses. Bien que la sapinière soit reconnue comme étant un écosystème sujet à catastrophe (Mueller-Dombois 1987), l'impact global des perturbations naturelles ne dépassait pas 20 % de la superficie totale. Les zones perturbées demeuraient donc sous-dominantes dans le paysage.

Le régime de perturbations naturelles favorisait le développement d'une mosaïque hétérogène fine à l'échelle du paysage. Bien que la composition de la sapinière vierge était relativement uniforme, la mosaïque apparaissait fortement hétérogène (Figures 7 et 34). Cette hétérogénéité était causée par un entremêlement de peuplements de dimensions et d'âges variables, alors que la finesse de la mosaïque était liée à la petite taille des peuplements. L'impact de ce régime de perturbations naturelles était semblable à celui observé par Foster et Boose (1992) en Nouvelle-Angleterre (États-Unis) où un ouragan datant de 1938 avait favorisé le développement d'une mosaïque forestière très hétérogène.

L'hétérogénéité spatiale de la sapinière vierge au Québec montre des similarités avec certaines forêts résineuses du centre de l'Europe (Mueller-Dombois 1987). Cette hétérogénéité, créée par la juxtaposition de petits peuplements (de l'ordre du demi-hectare) à divers stades de développement, rappelle la description faite par Brousseau (1926) et Wright (1930) de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Ce dernier décrivait ainsi cette forêt vierge :

> « *In this forest type all age classes are represented ; these are distributed throughout the area in small patches or parcels of ½ acre or less.* » (Wright 1930 : 9)

4.1.2 Caractère résineux de la forêt vierge

Le régime de perturbations naturelles favorisait la perpétuation d'un couvert forestier résineux. Ainsi, la forêt vierge de la Forêt Montmorency était largement dominée par les peuplements résineux. Selon nos résultats, 79 % du secteur était couvert par les résineux en 1929 (Tableau 2). Cette image de la Forêt Montmorency peut être généralisée à l'ensemble de la forêt vierge de la Réserve faunique

des Laurentides. En fait, selon les premiers inventaires, la région était également dominée par les résineux dans une proportion qui s'élevait à plus de 75 % à l'échelle des concessions forestières (Tableau 8). La photo-interprétation du secteur du Lac Champlain confirme ces résultats avec près de 78 % de sa superficie couverte par les résineux (Tableau 9). À l'échelle des sous-bassins versants, la variabilité s'avérait toutefois plus importante. La perception de JURDANT (1968) concernant le caractère résineux de la région semblait bien correspondre à la réalité.

Pour ce qui est des essences, le sapin baumier occupait la plus grande part de ce paysage résineux. En fait, il représentait de 62 à 68 % des essences retrouvées dans la partie sud et 45 % dans la partie plus septentrionale de la région (Tableau 11).

L'autécologie du sapin explique en partie cette dominance du paysage de la forêt vierge. La capacité du sapin à installer une banque de semis sous couvert, due à sa prolifique production semencière ainsi que sa grande tolérance à l'ombre (FRANK 1990), le rend capable d'envahir la grande majorité des types de station (CARLETON et MAYCOCK 1978 ; DIX et SWAN 1971). Cette banque de semis préétablis lui permet de remplacer les arbres tués par les perturbations naturelles (BASKERVILLE 1975 ; MACLEAN 1984 ; MORIN 1994). Sans feux fréquents, le sapin, de par son agressivité à s'installer, tend à occuper tous les sites disponibles (BERGERON et DUBUC 1989 ; CARLETON et MAYCOCK 1978 ; FRELICH et REICH 1995).

4.1.3 Âge des peuplements

La forêt vierge de la Forêt Montmorency s'avérait majoritairement composée de peuplements matures et surannés. Ceux-ci formaient la matrice de la mosaïque naturelle qui donnait l'impression d'une forêt homogène lorsqu'on l'observait dans son ensemble (BROUSSEAU 1926). Ainsi, la proportion de la superficie couverte par les peuplements des classes d'âge de 50 ans et plus s'élevait à 74,6 % selon les résultats de la photo-interprétation de 1929. Les peuplements des classes d'âge de 90 ans et plus représentaient près de 24 %. Les jeunes peuplements ne dépassaient pas 10 % de la superficie (Tableau 5).

Au niveau régional, le même portrait se dessinait. Selon les inventaires consultés, les peuplements des classes d'âge de 50 ans et plus dominaient dans une proportion variant de 63 à 71 % à l'échelle du millier de kilomètres carrés. Les peuplements de la classe de 90 ans et plus couvraient de 28 à 60 % de la superficie des concessions forestières. Les jeunes peuplements demeuraient sous-dominants dans le paysage avec une proportion avoisinant 20 % (Tableaux 12 et 13). La photo-interprétation de 1929 du secteur du Lac Champlain fournit sensiblement les mêmes résultats (Tableau 14). La description de WEBB (1957, 1961) touchant une autre partie de la sapinière à bouleau blanc de l'Est s'avère en tout point semblable. Il n'est donc pas surprenant que le sous-domaine écoclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est ait attiré l'industrie papetière car il constituait une réserve importante de bois résineux.

Cette constatation concernant la dominance des vieux peuplements est quelque peu paradoxale si on considère le fait qu'une épidémie de la TBE venait de sévir au début du siècle (BLAIS 1965). Plus d'un modèle, dont celui sur le renouvellement des sapinières de BASKERVILLE (1975) et MACLEAN (1984) ou celui de GAGNON et CHABOT (1988) sur la vulnérabilité des peuplements à la tordeuse, prévoient la mort des peuplements de sapin matures et surannés après le passage d'une épidémie. Bien que HATCHER (1964) ait montré que de jeunes peuplements de sapin peuvent subir d'importants dommages dus à la tordeuse, il est reconnu que ce sont les peuplements plus âgés qui sont les plus affectés (MACLEAN 1980). Deux hypothèses peuvent servir d'explication. D'une part, de par sa sévérité modérée, l'épidémie de 1909-1920 n'a probablement pas causé une mortalité aussi importante que la dernière épidémie. MORAIS (1961) fournit d'ailleurs une indication de la sévérité de l'épidémie ayant sévi au début du siècle sur la concession de la *Price Brothers & Company* :

> *« Another bad attack of this insect occured during the period 1913-1920, causing damage that can hardly be estimated to day. ... In general, it would seem that few stands, if any, were completely killed as a result of this outbreak, and any openings created by dead trees were rapidly filled up by advance growth. »*
>
> *(MORAIS 1961 : 60)*

Par ailleurs, ROBERGE (1964) rapporte pour l'épidémie de 1947-1959 que la mortalité due à la TBE dans la forêt vierge de l'Aire d'observation #3 - Rivière Cyriac variait de 40 à 60 % des tiges et ce, même dans les peuplements surannés. C'est donc dire qu'une mortalité totale sur de grandes superficies ne semblait pas être un phénomène aussi important dans la sapinière vierge du XX^{e} siècle que le laisserait supposer l'impact considérable de la dernière épidémie. Les modèles de vulnérabilité à la TBE, dont celui de GAGNON et CHABOT (1988), ont été développés

à partir de la dernière épidémie qui fut sans doute l'une des plus sévères jamais observées au Québec. Cette dernière épidémie se situe probablement dans l'éventail de sévérité qu'a atteint l'épidémie des années 1910 au Nouveau-Brunswick (Vincent 1954). Ces récents modèles fournissent vraisemblablement une évaluation sévère des dommages potentiellement causés par les épidémies de tordeuse et ne seraient donc que partiellement applicables pour comprendre la dynamique de la sapinière vierge étudiée ici.

4.1.4 Structure des peuplements

Le régime de perturbations naturelles avait également des conséquences à l'échelle du peuplement. Il agissait sur le développement de la structure des peuplements. Contrairement aux structures issues d'un régime de coupe à blanc, celles qu'on rencontrait dans la forêt vierge étaient plus diversifiées (Dijkstra 1995). Selon l'intensité des perturbations naturelles, un gradient de structure se dessinait. Lors de perturbations majeures tuant l'ensemble du peuplement, le développement de structures d'âge équiennes était favorisé. Plus les perturbations étaient partielles, plus la structure d'âge tendait vers l'inéquienne.

Ainsi, selon les interprétations données à chacun des types de distribution diamétrale, la forêt vierge de la Forêt Montmorency était constituée d'une combinaison de peuplements équiennes et multicohortes dans un rapport 1,5 : 1. L'hypothèse de départ, à savoir que la sapinière vierge était composée d'une grande majorité de peuplements équiennes, n'est donc que partiellement confirmée. Enfin, il existait très peu de véritables peuplements inéquiennes, contrairement à ce que décrivait Hatcher (1960). Bien que sa description n'était pas exacte, celui-ci avait tout de même perçu que les peuplements de la sapinière vierge n'étaient pas tous réguliers (équiennes) comme l'indiquait Brousseau (1926). Cependant, dans la plupart des cas, ce n'était pas de véritables peuplements inéquiennes à proprement parler, mais des peuplements multicohortes.

4.2 Spécificité écologique de la Forêt Montmorency et de sa région

La conservation de la diversité biologique représente un des critères majeurs d'un aménagement durable des forêts (CCMF 1995). Trois niveaux d'organisation biologique sont visés par ce critère, soit la diversité des espèces, la variabilité génétique et la gamme naturelle des types d'écosystèmes (CCMF 1995). L'idée de maintenir la gamme naturelle des écosystèmes comme moyen de conserver la biodiversité a été développée par plusieurs auteurs (Hunter *et al.* 1988 ; Hunter 1990 ; Noss 1987 ; Probst et Crow 1991). C'est en fait l'application du principe du **filtre brut** (Hunter 1990). Toutefois, pour être en mesure de répondre à cette commande, les aménagistes doivent avoir une bonne connaissance de la spécificité écologique de la région qu'ils aménagent (Keddy et Drummond 1996).

Dans le cas de la Forêt Montmorency et de sa région, les résultats de la présente étude de reconstitution permettent de tracer les grandes lignes de la spécificité de la végétation arborescente de cette portion de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Il ne s'agit pas ici d'une liste exhaustive des caractéristiques spécifiques de la forêt de cet écosystème, mais de celles qui nous apparaissent les plus importantes. Par l'acquisition de nouvelles connaissances, cette liste pourra être mise à jour et bonifiée (Keddy et Drummond 1996). De plus, d'autres études concernant, par exemple, les caractéristiques fauniques pourraient être menées et venir compléter le portrait global de la spécificité écologique de cet écosystème.

4.2.1 Principales caractéristiques spécifiques

La région étudiée se distinguait du reste de la forêt boréale canadienne par son climat et conséquemment, par son régime de perturbations naturelles qui engendrait certains traits écologiques distinctifs à sa végétation. Les principales caractéristiques spécifiques de la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région sont regroupées selon trois niveaux d'organisation : 1) les espèces, 2) les peuplements et 3) les paysages (Tableau 16).

4.2.1.1 Dominance du sapin

Tout d'abord, cette forêt résineuse était dominée par le sapin baumier. Cette dominance était favorisée par une absence de feux sur de longues périodes, ce qui entraînait la perpétuation du sapin. Si les feux avaient été plus fréquents, d'autres essences boréales mieux adaptées que le sapin au feu, comme le pin gris, le peuplier faux-tremble et l'épinette noire (Perala 1990 ; Rudolph et Laidly 1990 ; Viereck et Johnston 1990) seraient beaucoup plus importantes dans la région étudiée (Bergeron et Harvey 1997).

4.2.1.2 Sous-dominance des essences feuillues

La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région ne comportait qu'une proportion sous-dominante d'essences feuillues, comme le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble, ce qui représentait aussi l'une des caractéristiques de cet écosystème.

4.2.1.3 Abondance des peuplements matures et surannés

À l'échelle des peuplements, la caractéristique la plus surprenante est l'abondance des peuplements matures et surannés retrouvés en forêt vierge. Contrairement à la conception classique de la sapinière dans laquelle les peuplements âgés sont soit renversés par le vent soit tués par la TBE, la sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région renfermait une forte proportion de ces peuplements.

4.2.1.4 Sous-dominance des jeunes peuplements

Comme Brousseau (1926) l'avait observé, les jeunes peuplements et les zones récemment perturbées demeuraient sous-dominants dans le paysage.

4.2.1.5 Présence de peuplements à structure irrégulière

Bien que le régime de perturbations naturelles de la sapinière soit habituellement reconnu pour favoriser le développement de peuplements équiennes (Baskerville 1975, 1986 ; MacLean 1984 ; Paillé 1968 ; Vézina et Paillé 1969), la forêt vierge de la Forêt Montmorency était également caractérisée par une quantité importante de peuplements à structure irrégulière.

4.2.1.6 Mosaïque hétérogène

Au niveau des paysages, la sapinière vierge étudiée se distinguait par sa mosaïque hétérogène résultant du régime de perturbations naturelles. Cette mosaïque était caractérisée par un entremêlement de peuplements de dimensions variables et de différentes classes d'âge. Bien qu'aucun calcul précis n'ait été réalisé, il est estimé que cette mosaïque se développait à une échelle approximative de 10 km^2 puisque chacun des constituants de la mosaïque semblait être présent de façon répétitive tous les 10 m^2.

4.2.1.7 Mosaïque fine

Découlant du régime de perturbations naturelles, un autre trait distinctif de la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région était le grain de sa mosaïque. En plus d'être hétérogène, la petite taille des peuplements faisait en sorte que la mosaïque apparaissait fine.

4.2.2 Indicateurs du maintien de la spécificité écologique

À partir de ces caractéristiques spécifiques, on peut élaborer certains indicateurs du maintien de la spécificité de la végétation arborescente de la Forêt Montmorency et de sa région ainsi que les objectifs de performance à atteindre en fonction de certains

Tableau 16. Principales caractéristiques spécifiques de la forêt vierge de la Forêt Montmorency et de sa région

Niveaux d'organisation		
Espèces	**Peuplements**	**Paysages**
• Dominance du sapin baumier	• Abondance des peuplements matures et surannés	• Mosaïque hétérogène à l'échelle de 10 km^2, dont la matrice est dominée par la forêt mature
• Sous-dominance des essences feuillues	• Sous-dominance des jeunes peuplements	• Mosaïque fine
	• Présence significative de peuplements à structure irrégulière	

Tableau 17. Indicateurs du maintien de la spécificité de la végétation arborescente de la Forêt Montmorency et de sa région et objectifs de performance à atteindre en fonction des niveaux d'altération de l'état naturel

Niveaux d'organisation	Indicateurs	Objectifs de performance		
		Altération faible	**Altération significative**	**Altération sévère**
Espèces	Proportion du volume total par essence	·Sapin : > 41 % ·Épinette blanche : > 14 % ·Épinette noire : > 11 % ·Bouleau blanc : 10 à 15 %	·Sapin : 21 à 41 % ·Épinette blanche : 7 à 14 % ·Épinette noire : 5 à 11 % ·Bouleau blanc : 5 à 10 %	·Sapin : < 21 % ·Épinette blanche : < 7 % ·Épinette noire : < 5 % ·Bouleau blanc : < 5 %
Peuplements	Proportion du territoire par stades de développement par unité de paysage	·Matures et surannés (classes 50 ans et +) : > 42 % ·Surannés (classes 90 ans et +) : > 16 % ·Jeunes (classe 10 ans) : 7 à 13 %	·Matures et surannés (classes 50 ans et +) : 21 à 42 % ·Surannés (classes 90 ans et +) : 8 à 16 % ·Jeunes (classe 10 ans) : 3 à 7 %	·Matures et surannés (classes 50 ans et +) : < 21 % ·Surannés (classes 90 ans et +) : < 8 % ·Jeunes (classe 10 ans) : < 3 %
	Proportion du territoire supportant des peuplements à structure irrégulière	·> 26 %	·13 à 26 %	·< 13 %
Paysages	Proportion du territoire par classe de taille des secteurs en régénération (< 20 ans) par unité de paysage	·0,2 - 10 ha : > 21 % ·10 - 30 ha : > 25 % ·30 - 85 ha : 10 à 21 %	·0,2 - 10 ha : 11 à 21 % ·10 - 30 ha : 12 à 25 % ·30 - 85 ha : 4 à 10 %	·0,2 - 10 ha : < 11 % ·10 - 30 ha : < 12 % ·30 - 85 ha : < 4 %

niveaux d'altération (Tableau 17). Les niveaux d'altération de l'état naturel des différentes caractéristiques spécifiques s'inspirent des concepts d'intégrité écologique des écosystèmes, de seuils de tolérance et de limites de variabilité historiques qui sont passés en revue par LEVESQUE (1997). L'état naturel réfère à celui qu'on retrouve en forêt vierge. À l'instar de LEVESQUE (1997), nous retenons trois niveaux d'altération, soit :

1) une altération faible de l'état naturel ;

2) une altération significative de l'état naturel ;

3) une altération sévère de l'état naturel.

Diverses approches adoptées ailleurs fournissent quelques éléments de référence quant aux limites à adopter pour chacun de ces niveaux d'altération. Par exemple, le GFERG (Groupe de recherche de la forêt modèle de Fundy) (1997) recommande de maintenir le tiers de la proportion des peuplements surannés qu'on retrouve en forêt vierge. FENGER (1996) souligne que le *Biodiversity Guidebook* de la Colombie-Britannique recommande de conserver 50 % des forêts surannées retrouvées naturellement et ce, par unité de paysage. S'inspirant de ces travaux, les limites des trois niveaux d'altération sont établies de la façon suivante :

1) altération faible : maintien > 66 % de l'état naturel

2) altération significative : maintien entre 33 et 66 % de l'état naturel

3) altération sévère : maintien < 33 % de l'état naturel.

4.2.2.1 Proportion du volume total par essence

La proportion en volume des essences représente un premier indicateur du maintien de la spécificité écologique de la Forêt Montmorency et de sa région. Selon nos résultats, l'état naturel de la proportion en volume s'établit comme suit (v. section 3.2.1.2) :

Sapin : 45 % dans la partie nord et
62 à 68 % dans la partie sud de la région

Épinette blanche : ~22 %

Épinette noire : ~16 %

Bouleau blanc : ~15 %.

Les objectifs de performance en fonction des niveaux d'altération sont présentés au tableau 17. Dans le cas particulier de la Forêt Montmorency, les objectifs retenus dans le cadre du processus actuel de certification d'un aménagement forestier durable, soit >60 % en sapin, >10 % en épinette blanche, 2 à 10 % en épinette noire et 10 à 25 % en bouleau blanc (VALERIA 1999) s'avèrent supérieurs à ceux du niveau d'altération faible, sauf dans le cas de l'épinette blanche où la proportion à maintenir devrait être haussée à 14 % pour ne pas qu'elle subisse une altération significative de son état naturel.

4.2.2.2 Proportion du territoire par stade de développement par unité de paysage

Pour tenir compte des stades de développement critiques de la forêt, soit les peuplements matures et surannés d'une part et les jeunes peuplements, d'autre part, un indicateur permettant de mesurer la proportion de ces stades de développement par unité de paysage doit être retenu. Les résultats de cette étude fixent l'état naturel de la proportion de ces stades de développement comme suit (v. sections 3.1.1.3 et 3.2.1.3) :

Peuplements matures et surannés
(classes 50 ans et plus) : 63 à 75 %

Peuplements surannés
(classes 90 ans et plus) : 24 à 60 %

Peuplements jeunes
(classe 10 ans) : 10 à 20 %.

Selon les objectifs de performance établis au tableau 17, les proportions retenues semblent très élevées à première vue surtout en ce qui concerne les peuplements surannés. Cependant, considérant la répartition des classes d'âge de la sapinière vierge, particulièrement pour la concession de la *Donnacona Paper Company* (Figure 37), il appert qu'il serait possible d'aménager la région étudiée en respectant ces objectifs tout en normalisant la forêt, c'est-à-dire en maintenant des superficies équivalentes dans chacune des classes d'âge. Ceci pourrait se faire en allongeant la révolution des peuplements à 90 ou 100 ans puisque la forêt vierge apparaissait presque normale de façon naturelle.

La Forêt Montmorency, par son choix de maintenir à au moins 33 % la proportion des peuplements de plus de 45 ans (VALERIA 1999), accepte une altération significative de la proportion de peuplements matures et surannés. En outre, un objectif spécifique devrait être établi, dans le cadre

du processus d'élaboration des critères et indicateurs d'un aménagement durable en cours, pour maintenir une proportion des peuplements surannés. En acceptant une altération significative de l'état naturel, cet objectif pourrait être fixé à 10 %.

4.2.2.3 Proportion du territoire supportant des peuplements irréguliers

Une des constatations de cette étude est que les peuplements à structure irrégulière se retrouvaient dans une proportion de près de 40 % en forêt vierge (v. section 3.1.1.4). Afin de ne pas altérer de façon sévère cette caractéristique, le maintien d'une proportion de peuplements irréguliers supérieure à 13 % du territoire devrait être envisagé.

4.2.2.4 Proportion du territoire par classe de taille des secteurs en régénération (< 20 ans) par unité de paysage

L'atteinte d'une mosaïque fine à l'échelle du paysage passe entre autres par le maintien d'un éventail de la taille des peuplements similaire à celui observé en forêt vierge (Hunter 1990). L'humain agissant, par sa récolte de bois, à titre d'agent perturbateur des forêts actuelles, ses activités doivent s'harmoniser avec la nature. La superficie des nouveaux peuplements créés par les coupes à blanc devrait se situer dans les limites de variabilité observées. Ainsi, en se basant sur les résultats obtenus, la répartition des superficies couvertes par classe de taille des peuplements résineux s'établissait comme suit (v. sections 3.1.1.2 et 3.2.1.1) :

0,2 à 10 ha : 32 à 48 %
10 à 30 ha : 37 à 39 %
30 à 85 ha : 13 à 31 %.

Dans ce cas-ci, les objectifs actuellement fixés à la Forêt Montmorency, à savoir 20 à 40 % de la superficie des secteurs en régénération entre 0,5 – 10 ha, 20 à 40 % entre 10 – 30 ha et 20 à 40 % entre 30 – 100 ha répondent adéquatement aux objectifs de performance que l'on peut fixer à partir des données de la forêt vierge. Toutefois, les coupes devraient idéalement se situer en deçà de 85 ha pour la région étudiée.

4.3 Des caractéristiques qu'on retrouve ailleurs en sapinière boréale ?

Les différentes caractéristiques spécifiques à la sapinière de la Forêt Montmorency et de la Réserve faunique des Laurentides sont-elles uniques à cette région ? Il semble que la plupart de celles-ci soient applicables à d'autres régions de la sapinière à bouleau blanc de l'est. À titre d'exemple, dans une étude similaire menée au parc national Forillon et dans l'est de la péninsule gaspésienne (Québec), Levesque (1997) a retrouvé sensiblement les mêmes caractéristiques de la forêt vierge. Par contre, dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, la situation est tout autre. En plus des infestations de la TBE (Morin *et al.* 1993), le feu joue un rôle déterminant au sein de cet écosystème (Bergeron 1991). Le régime de perturbations naturelles étant différent, la spécificité écologique du sous-domaine de l'ouest diffère également. Ainsi, la proportion des essences adaptées au feu, telles le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et le pin gris, est plus importante, alors que la dynamique naturelle mène à une succession de peuplements feuillus, mélangés et résineux (Bergeron et Harvey 1997 ; Harvey *et al.* 1997).

Chapitre cinq

Enjeux d'aménagement

L'idée d'étudier les forêts vierges pour développer des stratégies d'aménagement proches de la nature n'est pas nouvelle. Déjà à la fin des années cinquante, VÉZINA (1959) introduisait le concept et tentait de l'appliquer aux forêts résineuses de l'Est du Canada dans le but de mettre en place une sylviculture qui assurerait la pérennité de la forêt. Le concept d'un aménagement s'inspirant de la nature est aujourd'hui largement répandu dans la littérature scientifique forestière (ATTIWILL 1994 ; BERGERON et HARVEY 1997 ; BOOTH *et al.* 1993 ; BUNNELL 1992 ; CISSEL *et al.* 1994 ; FENGER 1996 ; FOSTER *et al.* 1996 ; GFERG 1997 ; HANSEN *et al.* 1991 ; HUNTER 1993 ; SPIES *et al.* 1991 ; THOMPSON et WELSH 1993 ; WALLIN *et al.* 1996).

Cependant, dans le cas de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, certains enjeux d'aménagement se dégagent quant au maintien de la spécificité écologique de cet écosystème.

5.1 Enfeuillement de la sapinière

Tout d'abord, avec l'exploitation des sapinières de seconde venue par des coupes à blanc, on assiste depuis quelques années à un certain enfeuillement (DÉRY 1995). LEVESQUE (1997) a également observé un enfeuillement marqué dans les sapinières du parc national Forillon en Gaspésie. En regard de la proportion en volume des essences qu'on retrouve en forêt vierge, cette situation représente une menace au maintien du caractère spécifique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

5.2 Sapinières matures et surannées

La stratégie de protection des forêts du Québec (MRNQ 1994) préconise la récolte prioritaire des sapinières matures et surannées afin de réduire la vulnérabilité de ces forêts à la TBE. Dans un objectif de conservation de la biodiversité passant par le maintien de toute la gamme des écosystèmes d'une région, une telle pratique appliquée systématiquement pourrait potentiellement avoir des conséquences sur la diversité biologique de la région.

5.3 Structure des peuplements en sapinière

Un des enjeux importants réfère à la structure des peuplements. Classiquement, on a aménagé la sapinière en adoptant le modèle équienne (HOLT *et al.* 1965). Cependant, les résultats montrent qu'une proportion non négligeable des peuplements étaient irréguliers. La sapinière vierge représentait donc un écosystème qu'on peut qualifier d'hybride en ce sens qu'elle se situait un peu à mi-chemin entre les modèles d'aménagement équienne et inéquienne.

La coupe avec protection de la régénération et des sols, présentement employée pour régénérer les peuplements en sapinière, est appropriée pour favoriser le développement de peuplements équiennes. Cependant, elle ne peut maintenir une variété de structures comme on en observe en forêt vierge. La coupe progressive irrégulière représente alors une alternative sylvicole intéressante. Par cette méthode, une certaine proportion des tiges marchandes sont conservées sur pied lors de la

coupe finale de la classe d'âge principale (Seymour 1992 ; Smith 1986). Ces tiges peuvent alors croître parmi la nouvelle classe d'âge et certaines d'entre elles peuvent demeurer sur pied pendant deux révolutions. Ceci permet de créer une structure verticale plus développée (Seymour et Hunter 1992) et de reproduire les perturbations partielles fréquentes dans cet écosystème. Ce type de coupe, qui demeure dans la gamme des systèmes de régénération équiennes (Seymour 1992 ; Smith 1986), se rapproche des coupes partielles réalisées en sapinière par la *Donnacona Paper Company* dans les années cinquante (Corriveau 1971 ; Hatcher 1961 ; Tremblay 1952). La *Quebec North Shore Paper Company* avait obtenu des résultats intéressants avec de telles coupes partielles effectuées dans des sapinières au début des années cinquante (Lafond 1964). Des dommages liés au chablis peuvent cependant survenir dans les peuplements traités (Corriveau 1971 ; Hatcher 1961). Il est par conséquent important de réaliser ce type de traitement dans les peuplements les moins vulnérables au chablis.

5.4 Homogénéisation du paysage de la sapinière

L'homogénéisation du paysage de la sapinière de la Réserve faunique des Laurentides a été observée et qualifiée par Drolet (1997). L'utilisation massive des coupes à blanc contiguës de grandes dimensions en est responsable. Cette homogénéisation contraste avec la mosaïque fine qu'on retrouve en forêt vierge. Cette situation représente probablement un des plus grands enjeux d'aménagement pour la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Une stratégie d'aménagement permettant une meilleure répartition spatiale des coupes doit être mise en place si l'objectif est de réaliser un aménagement qui s'inspire de la nature. De plus, les dimensions des coupes devraient faire l'objet d'une attention particulière en accentuant l'utilisation de coupes de petite superficie. Bien qu'elle puisse nécessiter des investissements importants pour construire un réseau de chemins permanents, l'application d'une telle stratégie permet d'avoir accès à une plus grande proportion du territoire et ce faisant, fournit aux gestionnaires l'occasion d'un meilleur suivi du développement des peuplements et la planification optimale des programmes de récolte. Enfin, cette stratégie permet de récupérer des peuplements en perdition à la suite de perturbations naturelles majeures (épidémie de TBE ou chablis). La stratégie d'aménagement appelée « forêt mosaïque » présentement appliquée à la Forêt Montmorency (Bélanger 1992), bien que n'imitant pas parfaitement la nature, engendre un paysage qui se rapproche de celui qu'on observe en forêt vierge. Avec quelques ajustements, cette stratégie d'aménagement devrait être en mesure de maintenir la spécificité écologique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

Conclusion

Cette étude de reconstitution historique a permis, à l'aide de différentes techniques, de tracer un portrait des principales caractéristiques spécifiques d'une portion de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, soit la sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région. Le maintien de la spécificité écologique de cet écosystème passe par plusieurs enjeux d'aménagement. De toute évidence, un suivi des divers indicateurs développés dans ce travail sera nécessaire et la gestion adaptative demeure une avenue souhaitable au gré de l'acquisition de nouvelles connaissances. Finalement, bien que certaines stratégies d'aménagement puissent être bien inspirées de la nature, il faut s'assurer qu'elles ne nuisent pas à certaines composantes plus fragiles de l'écosystème. Pour répondre à certains problèmes particuliers, des études spécifiques pourraient alors être entreprises. C'est en fait le principe du **filtre fin** (Hunter *et al.* 1988) qui devra alors s'appliquer en complément du **filtre brut**.

Références

ATTIWILL, P.M., 1994. *The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservation management.* For. Ecol. Manage. 63 : 247-300.

BAILEY, R.L. et T.R. DELL, 1973. *Quantifying diameter distributions with the Weibull function.* For. Sci. 19 : 97-104.

BASKERVILLE, G.L., 1961. *Application de la méthode d'aménagement par jardinage périodique dans une forêt de sapins, d'épinettes et de bouleaux.* Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts, Division des recherches sylvicoles. Mémoire technique n° 86. 18 p.

BASKERVILLE, G.L., 1975. *Spruce budworm : super silviculturist.* For. Chron. 51 : 138-140.

BASKERVILLE, G.L., 1986. *Understanding forest management.* For. Chron. 62 : 339-347.

BECKER, M. et F. LE TACON, 1985. *Santé de la forêt : importance d'une sylviculture adaptée aux conditions de milieu.* Revue forestière française XXXVII : 7-28.

BÉGIN, J., 1996. *En attendant la TBE, la vigilance s'impose.* Dans : Comptes rendus du Séminaire sur la TBE : En savons-nous assez pour lutter efficacement contre la tordeuse ? Tenu à Québec, les 12 et 13 avril 1995. MRN, Dir. de la rech. for. : 211-215.

BÉLANGER, L., 1992. *La forêt mosaïque : une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec.* L'Aubelle 89 : 15-18.

BÉLANGER, L., L. BERTRAND, P. BOULIANE, et L.-J. LUSSIER, 1988. *Plan d'aménagement de la Forêt Montmorency.* Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.

BERGERON, Y., 1991. *The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes.* Ecology 72 : 1980-1992.

BERGERON, Y. et M. DUBUC, 1989. *Succession in the southern part of the Canadian boreal forest.* Vegetatio 79 : 51-63.

BERGERON, Y. et B. HARVEY, 1997. *Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Québec.* For. Ecol. Manage. 92 : 235-242.

BLAIS, J.R., 1958. *Effects of defoliation by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana *Clem.) on radial growth at breast height of balsam fir (*Abies balsamea *[L.] Mill.) and white spruce (*Picea glauca *[Moench] Voss.).* For. Chron. 34 : 39-47.

BLAIS, J.R., 1962. *Collection and analysis of radial growth data from trees for evidence of past spruce budworm outbreaks.* For. Chron. 38 : 474-483.

BLAIS, J.R., 1964. *Account of a recent spruce budworm outbreak in the Laurentide Park region of Quebec and measures for reducing damage in future outbreaks.* For. Chron. 40 : 313-323.

BLAIS, J.R., 1965. *Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Quebec.* For. Sci. 11 : 130-138.

BLAIS, J.R., 1983. *Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada.* Can. J. For. Res. 13 : 539-547.

BLAIS, J.R., 1984. *Réflexions sur l'épidémiologie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana *[Clem.]) suite à 40 années d'études.* Rev. Entomol. Québec 29 : 27-33.

BOOTH, D.L., D.W.K. BOULTER, D.J. NEAVE, A.A. ROTHERHAM et A.D. WELSH, 1993. *Natural forest landscape management : a strategy for Canada.* For. Chron. 69 : 141-145.

BOUCHARD, A.R., J.-P. JETTÉ, A. CIMON et L. THIVIERGE, 1993. *Biodiversité et aménagement des forêts : contexte québécois.* Ministère des Forêts du Québec, Directions de l'environnement et des orientations et stratégies. 51 p.

BROUSSEAU, D., 1926. *Report on exploration of Montmorency crown lands, in the province of Quebec for Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.*

BUNNELL, F.L., 1992. *De mo' beta blues : que faire du paysage.* Dans : Actes du Séminaire sur l'aménagement intégré des ressources, tenu les 7 et 8 avril... Centre forestier Hugh John Flemming, Fredericton, N.-B. Forêts Canada – Région des Maritimes : 47-60.

CARLETON, T.J. et P.F. MAYCOCK, 1978. *Dynamics of the boreal forest south of James Bay.* Can. J. Bot. 56 : 1157-1173.

CISSEL, J.H., F.J. SWANSON, W.A. MCKEE et A.L. BURDITT, 1994. *Using the past to plan the future in the Pacific northwest.* J. For. 92 : 30, 31, 46.

COGBILL, C.V., 1982. *Analysis of vegetation, environment, and dynamics in the boreal forests of the Laurentian Highlands, Québec.* Ph.D. Thesis, University of Toronto. 244 p.

COGBILL, C.V., 1985. *Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada.* Can. J. For. Res. 15 : 252-261.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES FORÊTS, 1995. *Définir la gestion durable des forêts. Une approche canadienne aux critères et indicateurs.* Ottawa. 22 p.

COOK, E.R. et R.L. HOLMES, 1986. *User manual for program* ARSTAN. Dans : R.L. Holmes *et al.* (éd.). Tree-ring chronologies of Western North America, California, Eastern Oregon and Northern Great Basin. Chronology Series VI. Tucson, University of Arizona : 50-65.

CORRIVEAU, A., 1971. *Étude comparative de coupes partielles effectuées en 1954 dans les peuplements de sapin baumier de différents âges de la rivière Épaule, Québec.* CRFL, Service canadien des forêts, Québec. Rapport d'information Q-F-X-21. 30 p.

???Côté, P.H., 1946. *Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills, Limited, Concessions forestières de la rivière Montmorency, P.Q. Plan général d'aménagement.*

Côté, M., 1966. *Plan général d'aménagement de la Forêt Montmorency.* Presses de l'Université Laval, Québec. 160 p.

Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron, 1993. *Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec.* Can. J. For. Res. 23 : 25-32.

Déry, S., 1995. *Dynamique de l'enfeuillement après coupe de la sapinière boréale de seconde venue.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 92 p.

Desponts, M., 1996. *Évaluation des impacts de la stratégie de protection des forêts sur la biodiversité dans la sapinière boréale humide. Rapport sur les travaux préliminaires effectués en 1995 remis au ministère des Ressources naturelles du Québec.* MRN, Direction de l'environnement forestier. 27 p.

Dijkstra, M., 1995. *Structural diversity of managed stands and stands of spruce-budworm origin across a spatial and temporal gradient.* Master Thesis, Faculty of Forestry and Environmental Management, University of New Brunswick. 105 p.

Dix, R.L. et J.M.A. Swan, 1971. *The role of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan.* Can. J. Bot. 49 : 657-676.

Drolet, B., 1997. *Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.

Eberhart, K.E. et P.M. Woodard, 1987. *Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta.* Can. J. For. Res. 17 : 1207-1212.

Environnement Canada, 1993. *Normales climatiques au Canada 1961-90.* 157 p.

Fahey, T.J. et W.A. Reiners, 1981. *Fire in the forests of Maine and New Hampshire.* Bull. Torrey Bot. Club 108 : 362-373.

Fajvan, M.A. et R.S. Seymour, 1993. *Canopy stratification, age structure, and development of multicohort stands of eastern white pine, eastern hemlock, and red spruce.* Can. J. For. Res. 23 : 1799-1809.

Fenger, M., 1996. *Implementing biodiversity conservation through the British Columbia Forest Practices Code.* For. Ecol. Manage. 85 : 67-77.

Foster, D.R., 1983. *The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador.* Can. J. Bot. 61 : 2459-2471.

Foster, D.R. et E.R. Boose, 1992. *Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA.* J. Ecol. 80 : 79-98.

Foster, D.R., D.A. Orwig et J.S. McLachlan, 1996. *Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests.* Tree 11 : 419-424.

Frank, R.M., 1990. Abies balsamea *(L.) Mill. Balsam fir.* Dans : R.H. Burns et B.H. Honkala (éd.). Silvics of North America. Vol. I, Conifers. U.S.D.A. Agric. Handb. 654 : 26-35.

Frelich, L.E. et P.B. Reich, 1995. *Spatial patterns and succession in a Minnesota Southern-boreal forest.* Ecological Monographs 65 : 325-346.

Fritts, H.C., 1976. *Tree rings and climate.* Academic Press, London, New-York. 567 p.

Furyaev, V.V., R.W. Wein et D.A. MacLean, 1983. *Fire influences in* Abies*-dominated forests.* Dans : R.W. Wein et D.A. MacLean (éd.). The role of fire in Northern circumpolar ecosystems. SCOPE 18. John Wiley & Sons, New-York : 221-234.

Gagnon, R. et M. Chabot, 1988. *Un système d'évaluation de la vulnérabilité des peuplements à la TBE : ses fondements, son implantation et son utilisation en aménagement forestier.* L'Aubelle 67 : 7-14.

Gingras, S., S. Lirette et C. Gilbert, 1989. *Le club Triton.* 300 p.

Girard, G., 1944. *Plan général d'aménagement, plan spécial d'exploitation : décennie 1943-53.* Gaspesia Sulphite Campany Ltd., Chandler, Québec.

GREATER FUNDY ECOSYSTEM RESEARCH GROUP, 1997. *Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Fundy Model Forest.* S. Woodley et G. Forbes (éd.). University of New Brunswick. 35 p.

GROUPE DE TRAVAIL SUR LES ÉCORÉGIONS, 1989. *Les régions écoclimatiques du Canada. Première approximation.* Environnement Canada, Direction du développement durable, Service canadien de la faune, Ottawa. Série de la classification écologique du territoire, n° 23.

GUAY, G., 1940. *Donnacona Paper Company Limited, Jacques-Cartier Division. Revision of forest inventory of leasehold lands.* Québec. 29 p.

HANSEN, A.J., T.A. SPIES, F.J. SWANSON et J.L. OHMANN, 1991. *Conserving biodiversity in managed forests.* BioScience 41 : 382-392.

HARDY, Y., M. MAINVILLE et D.M. SCHMITT, 1987. *Atlas de la défoliation causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans le nord-est de l'Amérique du Nord de 1938 à 1980.* Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. 54 p.

HARVEY, B., Y. BERGERON, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1997. *Sylviculture et aménagement forestier écosystémiques, peut-on concilier les deux ? L'exemple de la forêt boréale mixte de l'Abitibi.* L'Aubelle 121 et 122 : 22-24 et 31.

HATCHER, R.J., 1955a. *Ébauche du rapport d'établissement de l'aire d'observation n° 2 : Creek des Roches, Montmorency River.*

HATCHER, R.J., 1955b. *A report on the establishment of Observation Area No. 14 on the limits of the Consolidated Paper Corporation, Portneuf River, P.Q., 1954.*

HATCHER, R.J., 1960. *Croissance du sapin baumier après coupe rase dans le Québec.* Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts, Division des recherches sylvicoles, Mémoire technique n° 87. 24 p.

Hatcher, R.J., 1961. *Partial cutting balsam fir stands on the Epaule river watershed, Quebec.* Can. Dep. of Forestry, Forest Research Branch, Technical Note No. 105. 29 p.

HATCHER, R.J., 1964. *Spruce budworm damage to balsam fir in immature stands, Quebec.* For. Chron. 40 : 372-383.

HEINSELMAN, M.L., 1973. *Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota.* Quat. Res. 3 : 329-382.

HEINSELMAN, M.L., 1981. *Fire and succession in the conifer forests of northern North America.* Dans : D.C. West, H.H. Shugart et D.B. Botkin (éd.). Forest succession. Springer-Verlag, New-York : 374-405.

HETT, J.M. et O.L. LOUCKS, 1976. *Age structure models of balsam fir and eastern hemlock.* J. Ecol. 64 : 1029-1044.

HOLMES, R.L., 1983. *Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement.* Tree-Ring Bull. 43 : 69-78.

HOLT, L., A. LINTEAU, P.H. TREMBLAY et W.L. JOHNSON, 1965. *Some aspects of balsam fir management (A Symposium).* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, July : 322-338.

HOUGH, A.F. 1932. *Some diameter distributions in forest stands of northwestern Pennsylvania.* J. For. 30 : 933-943.

HUGHES, E.L., 1964. *Forest development in Northwestern New Brunswick 1947-1957.* Can. Dep. of Forestry, Forest Research Branch, Publication No. 1054. 28 p.

HUNTER, M.L. JR., G.L. JACOBSON JR. et T. WEBB, 1988. *Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity.* Conserv. Biol. 2 : 375-385.

HUNTER, M.L. Jr., 1990. *Wildlife, forests, and forestry : principles of managing forests for biological diversity.* Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall. 370 p.

HUNTER, M.L. Jr., 1993. *Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests.* Biol. Conserv. 65 : 115-120.

IRLAND, L.C., 1994. *Getting from here to there : implementing ecosystem management on the ground.* J. For. 92 : 12-17.

JURDANT, M., 1968. *Ecological classification of forest lands, an integrated soil-vegetation-landform approach.* Thèse de *Ph.D.*, Cornell University, Ithaca, NY. 414 p.

KEDDY, P.A. et C.G. DRUMMOND, 1996. *Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems.* Ecol. Appl. 6 : 748-762.

KETTELA, E.G., 1983. *A cartographic history of spruce budworm defoliation from 1967 to 1981 in Eastern North America.* Centre de recherche forestière des Maritimes, Service canadien des forêts. Rapport d'information DPC-X-14. 8 p.

KRAUSE, C. et H. MORIN, 1995a. *Impact of spruce budworm defoliation on the number of latewood tracheids in balsam fir and black spruce.* Can. J. For. Res. 25 : 2029-2034.

KRAUSE, C. et H. MORIN, 1995b. *Changes in radial increment in stems and roots of balsam fir (*Abies balsamea *[L.] Mill.) after defoliation by spruce budworm.* For Chron. 71 : 747-754.

LACHANCE, D., J. THIBAULT et C. MONNIER, 1991. *Insectes et maladies des forêts dans la région de Québec de 1936 à 1988.* Forêts Canada, Région de Québec, Rapport d'information LAU-X-97. 239 p.

LAFOND, A., 1964a. *La classification écologique des forêts par la végétation. Application à la province de Québec.* Faculté d'arpentage et de génie forestier, Université Laval, Sainte-Foy. 106 p.

LAFOND, A., 1964b. *Partial cutting in balsam fir stands.* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, November : 444-449.

LAFOND, A., 1967. *Notes pour l'identification des types forestiers des concessions de la Quebec North Shore Paper Company.* Presses de l'Université Laval. 93 p.

LAFOND, A. et G. LADOUCEUR, 1968. *Description des groupements forestiers du Québec.* Ministère des Terres et Forêts, Service de la recherche. Rapport interne n° 24. 726 p.

LAVALLÉE, A., 1986. *Les caries du sapin baumier dans le centre et le nord-est du Québec.* Centre de foresterie des Laurentides, Rapport d'information LAU-X-70. 23 p.

LEVESQUE, F., 1997. *Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du parc national Forillon.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.

LINTEAU, A., 1959. *Classification des stations forestières de la section des conifères du nord-est, région forestière boréale du Québec.* Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts, Division des recherches sylvicoles, Ottawa. Bulletin n° 18.

LORIMER, C.G., 1977. *The presettlement forest and natural disturbance cycle of Northeastern Maine.* Ecology 58 : 139-148.

LORIMER, C.G., 1980. *Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest.* Ecology 61 : 1169-1184.

LORIMER, C.G., 1985. *Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history.* Can. J. For. Res. 15 : 200-213

LORIMER, C.G. et A.G. KRUG, 1983. Diameter *distributions in even-aged stands of shade-tolerant and midtolerant tree species.* Am. Mild. Nat. 109 : 331-345.

LORTIE, M., 1979. *Arbres, forêts et perturbations naturelles au Québec.* Les Presses de l'Université Laval, Québec. 172 p.

MACLEAN, D.A., 1980. *Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion.* For Chron. 56 : 213-221.

MACLEAN, D.A., 1984. *Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests.* For. Chron. 60 : 273-279.

MATTE, F., 1952. *Silvicultural requirements and cutting methods.* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, April 1952 : 195-200.

MEEK, P., 1992. *Caractéristiques morphologiques et croissance du bouleau à papier (*Betula papyrifera *Marsh.) de deux massifs en milieu boréal.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 51 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU CANADA, 1995. *L'état des forêts 1994.* Service canadien des forêts, Ottawa. 112 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC. 1994. *Une stratégie, aménager pour mieux protéger les forêts.* MRN, Direction des programmes forestiers, Québec. 197 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1995. *Normes de stratification écoforestière.* Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers, Troisième programme de connaissance de la ressource forestière. 116 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1996. *Biodiversité du milieu forestier. Bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles.* Québec. 152 p.

MLADENOFF, D.J. et J. PASTOR, 1993. *Sustainable forest ecosystems in the northern hardwood and conifer region : concepts and management.* Dans : G.H. Aplet, J.T. Olson, N. Johnson et V.A. Sample (éd.). Defining sustainable forestry. Island Press, Washington : 145-180.

MORAIS, L. 1961. *Forest working plan (South Kenogami). The report.* Price Brothers & Company.

MORGAN, P., G.H. APLET, J.B. HAUFLER, H.C. HUMPHRIES, M.M. MOORE et W.D. WILSON, 1994. *Historical range of variability : a useful tool for evaluating ecosystem change.* Dans : R.N. Sampson et D.L. Adams (éd.). Assessing forest ecosystem health in the inland West. The Haworth Press Inc. : 87-111.

MORIN, H., 1990. *Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec.* Can. J. For. Res. 20 : 1753-1758.

MORIN, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec.* Can. J. For. Res. 24 : 730-741.

MORIN, H. et D. LAPRISE, 1990. *Histoire récente des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec) : une analyse dendrochronologique.* Can. J. For. Res. 20 : 1-8.

MORIN, H. et D. LAPRISE, 1997. *Seedling bank dynamics in boreal balsam fir forests.* Can. J. For. Res. 27 : 1442-1451.

MORIN, H., D. LAPRISE et Y. BERGERON, 1993. *Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec.* Can. J. For. Res. 23 : 1497-1506.

MUELLER-DOMBOIS, D., 1987. *Natural dieback in forests.* BioScience 37 : 575-583.

NOSS, R.F., 1987. *From plant communities to landscape in conservation inventories : a look at the Nature conservancy (USA).* Biol. Conserv. 41 : 11-37.

ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS DU QUÉBEC, 1996. *Manuel de foresterie.* Les Presses de l'Université Laval, Québec, 1428 p.

OLIVER, C.D., 1981. *Forest development in North America following major disturbances.* For. Ecol. Manage. 3 : 153-168.

PAILLÉ, G. 1968. *Plan d'aménagement intensif des peuplements mûrs et surannés à la forêt Montmorency.* Thèse de maîtrise. Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, Québec. 103 p.

PAYETTE, S., 1992. *Fire as a controlling process in the North American boreal forest.* Dans : H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan (éd.). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, USA : 144-169.

PAYETTE, S., C. MORNEAU, L. SIROIS et M. DESPONTS, 1989. *Recent fire history of the northern Québec biomes.* Ecology 70 : 656-673.

PERALA, D.A. Populus tremuloides *Michx. Trembling aspen.* Dans : R.H. Burns and B.H. Honkala (éd.). Silvics of North America. Vol. II, Hardwoods. U.S.D.A. Agric. Handb. 654 : 555-569.

PFALZGRAF, J. 1970. *Régénération et croissance après coupe de forêts de divers types.* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada 71, WS Index No. 2585 (F-1) DC 231.

PRICE BROTHERS & COMPANY, LIMITED, 1940. *Forest working plan, south Kenogami limits - The report.* North Woodlands Division, Chicoutimi. 110 p.

PROBST, J.R. et T.R. CROW, 1991. *Integrating biological diversity and resource management.* J. For. 89 : 12-17.

RAY, R.G., 1955. *A report on the establishment of Observation Area No. 3 Cyriac river. Project Q-33 1949. Limits of Price Brothers and Company Limited.* South Kenogami Division, Chicoutimi, P.Q.

REAMS, G.A., T.B. BRANN et W.A. HALTEMAN, 1988. *A nonparametric survival model for balsam fir during a spruce budworm outbreak.* Can. J. For. Res. 18 : 787-793.

ROBERGE, M.R., 1964. *Cyriac forest after devastation by the spruce budworm.* Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts, Division des recherches sylvicoles. Rapport interne n° 64-Q-20. 19 p.

ROWE, J.S. 1972. *Les régions forestières du Canada.* Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa. Publication n° 1300F. 172 p.

RUDOLPH, T.D. et P.R. LAIDLY, 1990. Pinus banksiana *Lamb. Jack pine.* Dans : R.H. Burns and B.H. Honkala (éd.). Silvics of North America. Vol. I, Conifers. U.S.D.A. Agric. Handb. 654 : 280-293.

RUEL, J.-C. 1995. *Understanding windthrow : silvicultural implications.* For. Chron. 71 : 434-445.

SCHWEINGRUBER, F. H. 1989. *Tree rings basics and application of dendrochronology.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas. 276 p.

SEYMOUR, R.S. 1992. *The red spruce-balsam fir forest of Maine: evolution of silvicultural practice in response to stand development patterns and disturbances.* Dans : B.C. Larson et C.D. Oliver (éd.). The ecology and silviculture of mixed-species forests. **??M.J. Kelty,** Kluwer, Dordrecht, Pays-Bas : 217-244.

SEYMOUR, R.F. et M.L. HUNTER, 1992. *New forestry in Eastern spruce-fir forests : principles and applications to Maine.* University of Maine, College of Forest Resources, Maine Agricultural Expn. Stn., Orono. 36 p.

SMITH, D.M., 1986. *The practice of silviculture (Ed. 8).* Wiley and Sons, New-York. 527 p.

SMITHERS, L.A. et J.C. BOYNTON, 1950. *A report on the establishment of Observation Area # 1, Creek Nizette, Sault-au-Cochon River, 1947, Limits of Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills, Limited, Forestville, P.Q.*

SPIES, T.A., J. TAPPEINER, J. POJAR et D. COATES, 1991. *Trends in ecosystem management at stand level.* Trans. N. A. Wild. and Nat. Res. Conf. 56 : 628-639.

STURTEVANT, B.R., J.A. BISSONETTE et J.N. LONG, 1996. *Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland : silvicultural implications for marten habitat management.* For. Ecol. Manage. 87 : 13-25.

SWETNAM, T.W., THOMPSON, M.A. et E.K. SUTHERLAND, 1985. *Spruce budworm handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees.* U.S.D.A. Agric. Handb. 639.

THIBAULT, M., 1985. *Les régions écologiques du Québec méridional.* Ministère de l'Energie et des Ressources, Service de la recherche et Service de la cartographie. Carte au 1 : 1 250 000.

THOMPSON, I.D. et D.A. WELSH, 1993. *Integrated resource management in boreal forest ecosystems — impediments and solutions.* For. Chron. 69 : 32-39.

TREMBLAY, J.P., 1952. *Special management plan, Block "E", Jacques Cartier division, Donnacona Paper Company, Limited.* Québec. 124 p.

VALERIA, O., 1999. *Démarche d'élaboration d'indicateurs locaux d'aménagement forestier durable : cas de la Forêt Montmorency.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 348 p.

VEBLEN, T.T., K.S. HADLEY, R.S. REID et A.J. REBERTUS, 1991. *Methods of detecting past spruce beetle outbreaks in Rocky Mountain subalpine forests.* Can. J. For. Res. 21 : 242-254.

VÉZINA, P.-É., 1959. *Contribution à l'étude des forêts vierges comme base pour le développement d'une sylviculture plus près de la nature. Essai d'application aux forêts résineuses de l'Est canadien.* Journal forestier suisse 3 : 135-149.

VÉZINA, P.-É. et G. PAILLÉ, 1969. *Aménagement intensif des sapinières mûres et surannées à la Forêt Montmorency.* Fonds de rech. for., Université Laval, Québec. Contribution n° 14.

VIERECK, L.A. et W.F. JOHNSTON, 1990. Picea mariana *(Mill.) B.S.P. Black spruce.* Dans : R.H. Burns et B.H. Honkala (éd.). Silvics of North America. Vol. I, Conifers. U.S.D.A. Agric. Handb. 654 : 227-237.

VINCENT, A.B., 1954. *The development of balsam fir stands in the Green river watershed following the spruce budworm outbreak of 1913-1919.* Master's Thesis, University of New Brunswick. 84 p.

WALLIN, D.O., F.J. SWANSON, B. MARKS, J.H. CISSEL et J. KERTIS, 1996. *Comparison of managed and pre-settlement landscape dynamics in forests of the Pacific northwest, USA.* For. Ecol. Manage. 85 : 291-309.

WEBB, L.S., 1957. *The growth and development of balsam fir in Gaspe.* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, September : 206-213.

WEBB, L.S.,1961. *Clear cutting of pulpwood in the balsam fir spruce forests of Gaspe.* Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, February : 236-248.

WEIN, R.W. et J.M. MOORE, 1977. *Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian Forest.* Can. J. For. Res. 7 : 285-294.

WEIN, R.W. et J.M. MOORE, 1979. *Fire history and recent fire rotation periods in the Nova Scotia Acadian Forest.* Can. J. For. Res. 9 : 166-178.

WHITNEY, R.D., 1989. *Root rot damage in naturally regenerated stands of spruce and balsam fir in Ontario.* Can. J. For. Res. 19 : 295-308.

WRIGHT, W.G., 1930. *Donnacona Paper Company, Limited. Working plan for the river Jacques-Cartier, Quebec.* + appendices.

WYSZOMIRSKI, T., 1992. *Detecting and displaying size bimodality : kurtosis, skewness and bimodalizable distributions.* J. Theor. Biol. 158 : 109-128.

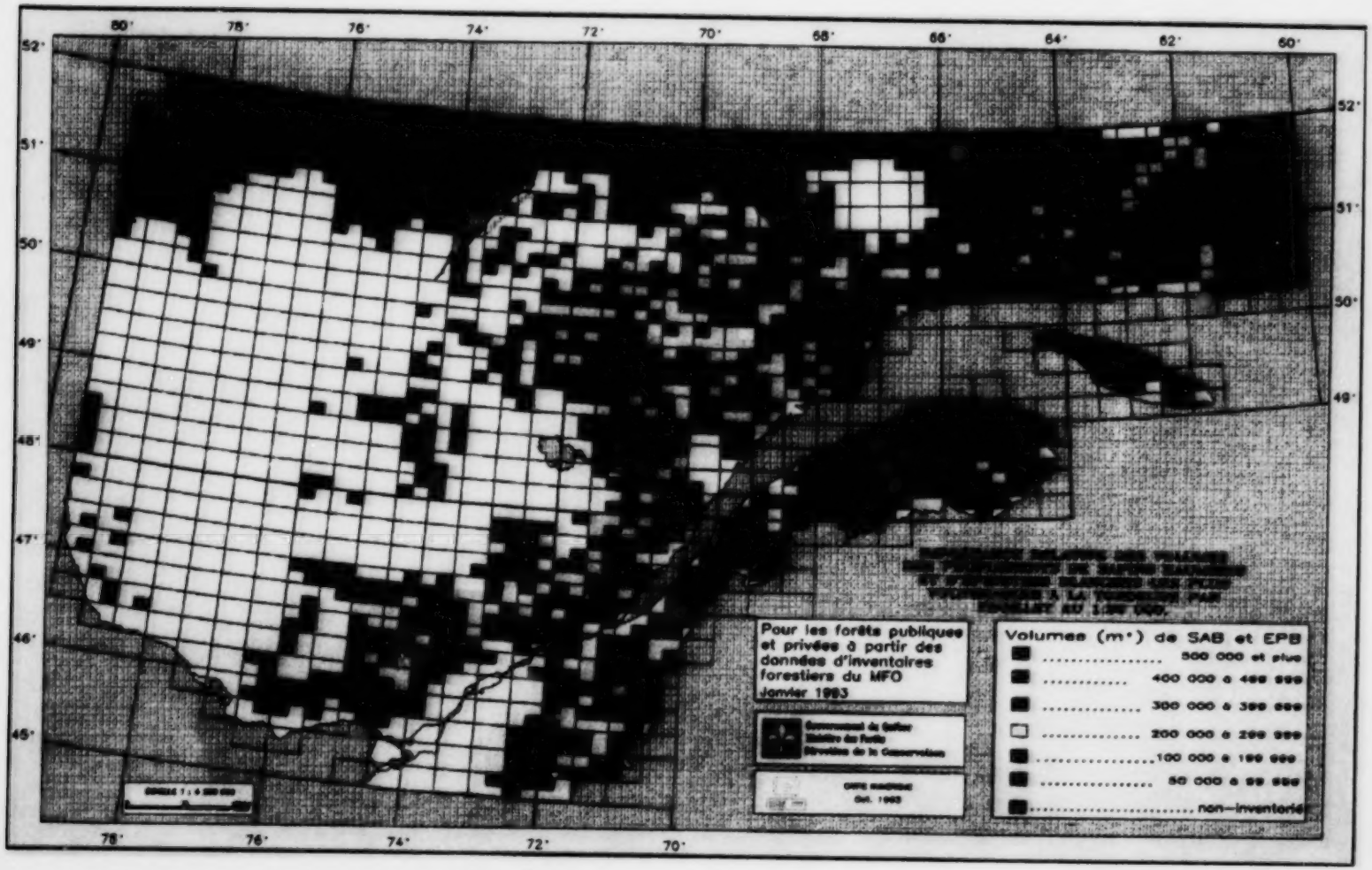


Figure 1. Importance relative des volumes des peuplements de sapin baumier et d'épinette blanche les plus vulnérables à la TBE, par feuillet de 1 : 20 000. Données provenant de l'Inventaire forestier, janvier 1993.

La conservation de la biodiversité est un élément central de l'aménagement forestier durable. Dans cette optique, la reconstitution historique de la mosaïque forestière d'une région constitue un outil indispensable. C'est pourquoi le ministère des Ressources naturelles, par Forêt Québec et la Direction de la recherche forestière, subventionnent des travaux dans ce domaine, encourageant du même coup l'avancement des connaissances et la formation de nouveaux chercheurs.

Québec

Ministère des Ressources naturelles

ISBN 2-550-35530-X
F.D.C. 188(047.3)(714)
L.C. SD 397.F5

2000-3045